



Omkostningsopgørelse for miljøeksternaliteter i forbindelse med energiproduktion

Meyer, Henrik Jacob; Morthorst, Poul Erik; Ibsen, Liselotte Schleisner; Meyer, Niels I; Nielsen, Per Sieverts; Nielsen, V.

Publication date:
1994

Document Version
Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):
Meyer, H. J., Morthorst, P. E., Ibsen, L. S., Meyer, N. I., Nielsen, P. S., & Nielsen, V. (1994).
Omkostningsopgørelse for miljøeksternaliteter i forbindelse med energiproduktion. Denmark. Forskningscenter Risoe. Risoe-R No. 770(DA)

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

Omkostningsopgørelse for miljøeksternaliteter i forbindelse med energiproduktion

Henrik Meyer, Poul Erik Morthorst, Lotte Schleisner
Niels I. Meyer, Per Sieverts Nielsen, Vilhjálmur Nielsen

Forskningscenter Risø, Roskilde
September 1994



Omkostningsopgørelse for miljøeksternaliteter i forbindelse med energiproduktion

Risø-R-770(DA)

**Henrik Meyer, Poul Erik Morthorst, Lotte Schleisner
Niels I. Meyer*, Per Sieverts Nielsen*, Vilhjálmur Nielsen***

***Danmarks Tekniske Universitet, 2800 Lyngby**

Abstract Formålet med nærværende rapport har været at foretage en omkostningsopgørelse for miljøeksternaliteter i forbindelse med energiproduktion. Projektet er udført som et samarbejde mellem Forskningscenter Risø og Danmarks Tekniske Universitet.

Rapporten sammenligner miljøeksternaliteterne ved energiproduktion ved brug af henholdsvis vedvarende og fossile energikilder. Sammenligningen er foretaget ud fra to cases, henholdsvis af elproduktion baseret på vindkraft sammenlignet med elproduktion fra et kulfyret kondensværk, og kraftvarmeproduktion fra et anlæg baseret på gas fra biomasse sammenlignet med et tilsvarende anlæg baseret på naturgas.

I rapporten er de enkelte miljøeksternaliteter identificeret, deres belastninger opgjort, og afsluttende er den økonomiske skade opgjort. Dette er gjort for lokale, regionale og globale eksternaliteter.

Rapporten er den afsluttende rapport i forbindelse med projektet "Omkostningsopgørelse for eksternaliteter i forbindelse med energiproduktion" finansieret af Energistyrelsen (j.nr. 51191/92-0067). I forbindelse med projektet foreligger der endvidere en seminarrapport: *Seminar on External Effects in the Utilisation of Renewable Energy. (Risø National Laboratory & Technical University of Denmark), September 1993.*

ISBN 87-550-2011-9

ISSN 0106-2840

Forside illustration: Hans Voigt Steffensen; Sommerlandskab 1989/90.

Grafisk Service, Risø, 1994

Resumé Hensigten med foreliggende rapport har først og fremmest været at identificere og værdisætte de miljøeksternaliteter, som opstår i forbindelse med forskellige former for energiproduktion v.h.a. vedvarende og fossile brændsler. Med eksternaliteter forstås i denne sammenhæng omkostninger, som ikke direkte er indregnet i den pris, forbrugeren betaler for en vare. Miljøeksternaliteter er skader, der direkte påvirker miljø. For at opgøre de samlede samfundsmæssige omkostninger ved energiproduktionen skal omkostningerne ved de eksterne effekter derfor tillægges de direkte omkostninger i produktionen. I forbindelse med energiproduktion er de hyppigt forekommende skader i form af miljøeksternaliteter bl.a.: sur regn i forbindelse med emission af SO₂, forringet helbred som følge af udslip af partikler og global opvarmning som følge af emission af CO₂.

Et væsentligt mål med rapporten har været at foretage en sammenligning af eksternaliteter stammende fra henholdsvis vedvarende og fossile brændsler.

For at opnå en tilstrækkeligt detaljeret beskrivelse af de enkelte eksternaliteter er der taget udgangspunkt i to case-studier:

- Et *vind-energi* case, hvor vindmøller erstatter et konventionelt kulfyret kondensværk (eller et kraftvarmeværk, der kører på kondenslinien). Case'et omfatter således opgørelse af eksternaliteterne for såvel vindkraft som et kulfyret kondensværk.
- Et *biomasse* case, hvor et biomassebaseret kraftvarmeværk erstatter et decentralt naturgasfyret kraftvarmeanlæg. I dette case opgøres således eksternaliteterne for biomasseværket, inklusive dyrkningen af biomasse, og eksternaliteterne for naturgasværket.

For hver af de i alt fire energisystemer er eksternaliteterne identificeret, kvantificeret og monetariseret, d.v.s. økonomisk værdisat.

For at identificere de enkelte eksternaliteter er der for hver af de fire energisystemer foretaget en beskrivelse af de indgående processer ved konstruktion, drift og skrotning af den elektricitetsproducerende teknologi, samt af brændselscyklen fra fremskaffelse/fremstilling af brændslet til behandling/bortskaffelse af affaldsprodukterne. For hver proces er der gennemgået følgende systematiske identifikation: proces, påvirkning, spredning, belastning og slutkonsekvens. Slutkonsekvensen er den egentlige identifikation.

Efter identifikationen er den fysiske kvantificering foretaget. I det omfang det har været muligt, er der derefter opstillet en sammenhæng mellem påvirkning og skade (dose-respons). Endelig er værdisætningen af godet foretaget og den samlede monetarisering udført. Dette er afsluttende sat i forhold til energiproduktionen, således at der er opnået tal for skaden i øre pr. kWh.

Som udgangspunkt for analysen af eksternaliteterne er valgt *marginale* ændringer af energisystemet. Ændringerne antages derfor *ikke* at påvirke det samlede energisystem. Det er desuden antaget, at de anvendte teknologier er de bedste tilgængelige løsninger i dag.

De enkelte effekter er opdelt i *lokale*, *regionale* og *globale* eksternaliteter. Dette svarer til henholdsvis f.eks. visuelle skader, støj- og sundhedsskader (lokalt), forureningsskader fra sur regn (regionalt), og oversvømmelser og tab i landbrug (globalt). Desuden er der foretaget en opdeling i eksternaliteter, der påvirker nationalt og internationalt.

I forbindelse med estimeringen af skadesomkostningerne for de forskellige eksternaliteter opstår der betydelig usikkerhed. Dette skyldes bl.a. at der for hvert trin i analysen: kvantificering, dose-respons og værdisætning er tilknyttet en usikkerhed. De enkelte data er derfor estimeret som henholdsvis et mindste, et største og et centralt skøn over skaden.

Den største usikkerhed i forbindelse med opgørelse af miljøeksternaliteter opstår

i forbindelse med de globale eksternaliteter. Dette skyldes frem for alt de usikkerhedsmomenter, der er knyttet hertil: det videnskabelige grundlag for sammenhængen mellem stigende drivhusgas koncentration i atmosfæren og stigende temperatur, og den lange tidshorisont over hvilke skaden sker. Det betyder, at der specielt indenfor eksternaliteter med lang tidshorisont og global påvirkning er behov for yderligere afklaring.

Rapporten er et eksempel på opgørelse af miljøeksternaliteter ved bestemmelse af skadesomkostningerne, såvel lokalt, regionalt og globalt. Følgende estimater angiver mindste og største skøn for skaderne ved hver af de fire energisystemer, idet lokale, regionale og globale eksternaliteter er sammentalt:

- | | |
|-------------|------------------|
| • kul: | 1,2-15,5 øre/kWh |
| • naturgas: | 0,4- 5,6 øre/kWh |
| • vind: | 0,1- 1,2 øre/kWh |
| • biomasse: | 0,5- 6,3 øre/kWh |

For biomasse og vind er godt halvdelen af de monetariserede eksternaliteter knyttet til lokale og regionale påvirkninger. For kul er ca. 20% lokale/regionale og ca. 80% globale skader. For naturgas er de globale eksternaliteter de væsentligste.

Skadesomkostningerne, som udpeget og monetariseret i foreliggende rapport, kan ses som udtryk for en undergrænse for de faktiske omkostninger, der opstår i forbindelse med energiproduktion.

Indhold

Forord 9

1 Projektafgrænsning og opgørelsesmetode 11

- 1.1 Hvad omfatter projektet? 11
- 1.2 Opgørelsesmetodik 12
- 1.3 Økonomiske forudsætninger 15
- 1.4 Hvad kan resultaterne bruges til? 15

2 Eksternaliteter i økonomisk teori 17

- 2.1 Den økonomiske teori om eksternaliteter 17
 - 2.1.1 Velfærdsteori 17
 - 2.1.2 Private og sociale omkostninger 18
 - 2.1.3 Miljømæssige eksternaliteter – Forskellige områder der påvirkes af eksternaliteter 18
- 2.2 Måder at mindske eksterne effekter på 19
- 2.3 Skade- og rensningsomkostningsfunktionen 19
 - 2.3.1 Reduktion af eksternaliteter ved hjælp af internalisering 21
- 2.4 Cost-benefit analyse – forsøg på anvendelse af velfærdsteorien 21
 - 2.4.1 Diskontering 22
- 2.5 Praktisk behandling af eksternaliteter 22
 - 2.5.1 Målet med monetariseringen – at skabe en fælles målestok 23
 - 2.5.2 Teoretisk værdisætning 23
 - 2.5.3 Forskellige praktiske prissætningsmetoder 24

3 Anvendt fremgangsmåde – metode 27

- 3.1 Generel metodik 27
- 3.2 Identifikation 28
- 3.3 Kvantificering 31
- 3.4 Dose-response 31
- 3.5 Monetarisering 32
- 3.6 Usikkerhed 32
- 3.7 Eksternaliteter som ikke inddrages i studiet 34

4 Identifikation af eksternaliteter 37

- 4.1 Case-studier 37
- 4.2 Vindkraft 38
 - 4.2.1 Gennemgang af procestrin 38
 - 4.2.2 Påvirkninger ved hvert procestrin 39
 - 4.2.3 Opstilling af PPSBS 42
 - 4.2.4 Identifikation af eksternaliteter til monetarisering 42
- 4.3 Kondensværk fyret med kul 45
 - 4.3.1 Gennemgang af procestrin 45
 - 4.3.2 Påvirkninger ved hvert procestrin 45
 - 4.3.3 Kommentering af PPSBS 54
 - 4.3.4 Identifikation af eksternaliteter til monetarisering 55
- 4.4 Kraftvarmeværk fyret med biomasse 57
 - 4.4.1 Gennemgang af procestrin 57
 - 4.4.2 Påvirkninger ved de enkelte procestrin 58
 - 4.4.3 Kommentering af PPSBS 67
 - 4.4.4 Identifikation af eksternaliteter til monetarisering 67
- 4.5 Decentralt kraftvarmeværk fyret med naturgas 69

4.5.1	Gennemgang af procestrin	69
4.5.2	Påvirkninger ved hvert procestrin	70
4.5.3	Kommentering af PPSBS	73
4.5.4	Identifikation af eksternaliteter til monetarisering	74
4.6	Luftemissioner	75
4.6.1	Slutkonsekvenser ved de forskellige luftemissioner	76
4.7	Sammenfatning af identifikationen	82
5	Kvantificering af påvirkningerne	85
5.1	Generelt	85
5.2	Vind	86
5.2.1	Konstruktion og etablering af vindmølle	87
5.2.2	Tilstedeværelse af vindmølle	88
5.2.3	Drift og vedligeholdelse af vindmølle	88
5.2.4	Skrotning af vindmølle	89
5.2.5	Resumé	89
5.3	Kondensværk fyret med kul	90
5.3.1	Anlægsfase	90
5.3.2	Brændselscyklus	91
5.3.3	Tilstedeværelse og drift af værk	97
5.3.4	Skrotning af anlæg	98
5.3.5	Resumé	98
5.4	Flis fra energiskov i decentralt kraftvarmeværk	99
5.4.1	Anlægsfase	100
5.4.2	Brændselscyklen	101
5.4.3	Resumé	106
5.5	Naturgasfyret decentralt kraftvarmeværk	106
5.5.1	Anlægsfase	107
5.5.2	Brændselscyklus	107
5.5.3	Resumé	109
5.6	Opsummering af kvantificerede resultater	109
6	Kvantificering af fysiske slutkonsekvenser	111
6.1	Metodisk grundlag	111
6.2	Lokale konsekvenser	115
6.2.1	Helbredskonsekvenser	115
6.3	Regionale konsekvenser	116
6.3.1	Tab i skovbrug på grund af sur regn	117
6.3.2	Tab i landbrug på grund af sur regn	118
6.3.3	Tab af landbrugsafgrøder på grund af ozon	119
6.3.4	Skader på bygninger, maskiner og kunstværker fra sur regn	119
6.3.5	Sygdomme på grund af smog, sur regn m.v. fra partikler, NO _x og SO ₂	119
6.4	Global opvarmning (menneskeskabt drivhuseffekt)	120
6.4.1	Forøget dødelighed og sygdomsfrekvens	121
6.4.2	Ferskvand	122
6.4.3	Tab i landbrugsproduktion	122
6.4.4	Tab af vådlandsområder	123
6.4.5	Tab af velfærd	123
6.4.6	Luftforurening	123
6.4.7	Tab af fastlandsområder	124
6.5	Oversigt over dose-response	124
7	Monetarisering af eksternaliteter	125

7.1	Bestemmelse af eksternaliteternes monetære størrelse	125
7.1.1	Overordnet skitse af eksternaliteter der monetariseres	126
7.1.2	Priser i forbindelse med eksternaliteter	127
7.2	Lokale og regionale eksternaliteter	127
7.2.1	Bygninger & monumenter	127
7.2.2	Dødelighed og sygelighed	129
7.2.3	Påvirkning af kommerciel fauna og flora (landbrug, skov og fiskeri)	132
7.2.4	Påvirkning af ikke-kommerciel fauna og flora (biodiversitet)	133
7.2.5	Vand	134
7.2.6	Rekreationelt	134
7.2.7	Lydmæssige ændringer – støj	134
7.2.8	Transport	136
7.2.9	Samlet monetarisering af lokale og regionale eksternaliteter	138
7.3	Globale eksternaliteter (drivhuseffekt)	138
7.3.1	Primær sektor: landbrug, skovdrift og fiskeri	142
7.3.2	Sekundær og tertiær sektor: byggeri og turisme	144
7.3.3	Tab af biodiversitet	145
7.3.4	Vandstandsstigning, tab af land	146
7.3.5	Rumopvarmning og -afkøling	148
7.3.6	Dødelighed og sygelighed	150
7.3.7	Vandforsyning	151
7.3.8	Forøget naturkatastrofe-risici	152
7.3.9	Emigration	152
7.3.10	Fysisk velfærd	153
7.3.11	Hungerdød	153
7.3.12	Samlet monetarisering af globale eksternaliteter	153
8	Samlet monetarisering af eksternaliteter	155
8.1	Monetarisering af lokale/regionale eksternaliteter	155
8.2	Monetarisering af globale eksternaliteter	159
8.3	Hovedresultater af den samlede monetarisering	162
8.4	Usikkerheder i relation til de globale eksternaliteter	163
8.5	Sammenligning med andre studier	164
9	Sammenfattende konklusion	165
	Referencer	166
A	Appendiks om omregning og fremskrivning af talstørrelser	175
B	Appendiks om fremskrivning af drivhusgasemission med 50 år	177

Forord

En udvikling af samfundet i en miljømæssig mere bæredygtig retning har i nogle år stået højt på den energipolitiske dagsorden. En nødvendig omend ikke tilstrækkelig forudsætning for en sådan udvikling er, at der i energisektoren anvendes de rette prissignaler, inkluderende såvel de direkte ressourcebestemte omkostninger som de indirekte omkostninger. Sidstnævnte omkostninger fremkommer bl.a. ved, at en række miljøbelastninger (eksternaliteter) ikke indregnes i markedsprisen for energi.

På denne baggrund har Energistyrelsen i 1992 bevilget støtte til et projekt med det formål at sammenligne eksternaliteter fra systemer baseret på vedvarende energi med eksternaliteter fra tilsvarende systemer baseret på fossile brændsler.

I projektet er det valgt at sammenligne eksternaliteter fra følgende energisystemer:

- elproduktion baseret på vindkraft sammenlignes med elproduktion fra et kulfyret kondensværk.
- kraftvarmeproduktion fra et anlæg baseret på gas fra biomasse sammenlignes med et tilsvarende anlæg baseret på naturgas.

Målet med projektet er at identificere, kvantificere og monetarisere så mange af de væsentlige eksternaliteter i forbindelse med de undersøgte energisystemer som muligt.

Projektet tager udgangspunkt i opgørelsen af skadesomkostningerne ved de identificerede eksternaliteter. Med de for projektet givne ressourcemæssige forudsætninger har det været nødvendigt i vid udstrækning at basere analyserne på data og metoder udviklet i internationalt regi. Indeværende projekt skal således primært opfattes som et eksempel på en implementering af tilgængelige metoder og data på området, hvorimod egentlig metodeudvikling ikke er indbefattet i denne fase af projektet. En række kritiske punkter, der kan rejses mod internationale studier på området, kan derfor også fremføres mod nærværende projekt.

Der knytter sig således generelt en række usikkerheder til anvendelsen af skadesopgørelsesmetoder. Det er dog projektgruppens opfattelse, at det alt taget i betragtning er et væsentligt bidrag til det energipolitiske beslutningsgrundlag at få opgjort eksternaliteterne, vel vidende at disse ikke udgør et udtømmende sæt, samt at de er opgjort på et usikkert data- og metodegrundlag.

Et eksempel herpå er analyserne af drivhuseffekten. Det er yderst kompliceret og usikkert at opgøre, f.eks. hvor mange ekstra dødsfald en fordobling af CO₂-koncentrationen medfører. Og at sætte pris på disse dødsfald kan af mange opfattes som direkte uetisk. Denne indstilling er forståelig, men den undertrykker samtidig den kendsgerning, at der rent faktisk træffes beslutninger om prioriteringer, som får konsekvenser for antallet af dødsfald på grund af ændrede klimaforhold. Det er vanskeligt at sammenligne disse konsekvenser med andre miljøkonsekvenser, hvis de ikke måles i samme enheder. Og den fælles enhed, der er mest anvendt af beslutningstagere, er kroner og ører. Projektgruppen har her valgt at følge de traditioner, som anvendes i den internationale litteratur, samtidig med at der også præsenteres kvantitative resultater i fysiske enheder. Det åbner mulighed for at prioritere ud fra forskellige synspunkter og ud fra mere kvalitative sammenligninger.

Det er således projektgruppens opfattelse, at indeværende projekt er et første forsøg på at monetarisere eksternaliteterne i forbindelse med den danske energiproduktion ved anvendelse af skadesomkostninger. På en række områder,

specielt hvad angår drivhuseffekten, er den endelige afklaring ikke nået i projektet. Det må erkendes, at de internationalt udviklede metoder til behandling af drivhuseffekten ikke er tilstrækkeligt dybtgående. Der er således behov for, at arbejdet omkring kvantificering af skadesomkostninger videreføres gennem mere uddybende analyser på en række såvel metodiske som datamæssige områder.

Projektarbejdet er udført i et samarbejde mellem Afdelingen for Systemanalyse på Forskningscenter Risø og Energigruppen ved Fysisk Institut på Danmarks Tekniske Universitet.

Arbejdet er udført af en projektgruppe bestående af:

Lotte Schleisner, Risø

Henrik Meyer, Risø

Poul Erik Morthorst, Risø (projektleder)

Niels I. Meyer, DTU

Per Sieverts Nielsen, DTU

Vilhjålmur Nielsen, DTU

Kapitel 1 indeholder en gennemgang af projektafgrænsningen og den anvendte metode ved opgørelse af eksternaliteterne.

Kapitel 2 giver en kort oversigt over den økonomiske teori på eksternalitetsområdet. Kapitel 3 beskriver den anvendte fremgangsmåde for identifikation og kvantificering. Kapitel 4 omfatter identificeringen af relevante påvirkninger og slutkonsekvenser (eksternaliteter). Kapitel 5, 6 og 7 behandler kvantificeringen af påvirkningerne, sammenhængen mellem påvirkning og skade (dose-response), samt monetariseringen af skader. Kapitel 8 sammenfatter resultaterne og angiver de endelig monetariserede eksternaliteter i øre/kWh. I kapitlet foretages også en sammenligning med udenlandske resultater. Endelig indeholder kapitel 9 en kort konklusion.

1 Projektafgrænsning og opgørelsesmetode

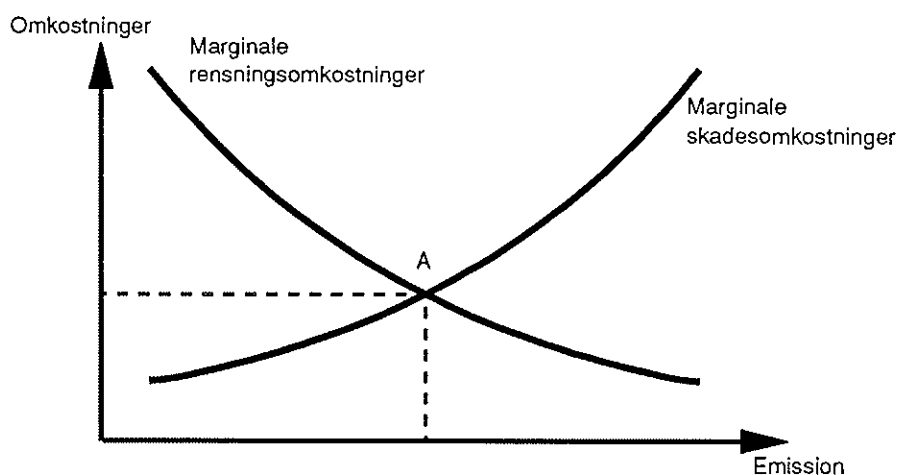
1.1 Hvad omfatter projektet?

Projektet omfatter en opgørelse af miljøeksternaliteterne baseret på to cases:

- vindproduceret el i forhold til el produceret på et kulfyret kondensværk.
- el produceret på et biomassebaseret kraftvarmeværk i forhold til el produceret på et naturgasfyret kraftvarmeværk.

I projektet opgøres eksternaliteterne således for i alt fire teknologier: *vindkraft*, *kulfyret kondenskraftværk*, *biomassekraftvarmeværk* og *naturgasfyret kraftvarmeværk*. I alle tilfælde er det udelukkende miljøeksternaliteter, der betragtes. Således inkluderes ikke sociale og økonomiske eksternaliteter som eksempelvis indvirkningen på beskæftigelse og import, ligesom ressourcemæssige eksternaliteter (udtømning af fossile brændsler) heller ikke er inddraget i projektet. Det er således vigtigt at pointere, at det ikke er de samlede sociale omkostninger, der er opgjort i indeværende projekt, men "kun" en delmængde heraf.

Opgørelsen af eksternaliteterne er baseret på skadesomkostningerne. Figur 1.1 illustrerer skadesomkostningerne i forhold til rensningsomkostningerne (abatement cost).



Figur 1.1. Marginale skades- og rensningsomkostninger.

Skadesomkostningerne omfatter de omkostninger, der er forbundet med den skade, eksternaliteter påfører samfundet. Skadesomkostningsopgørelser er således udtryk for en ex post-betragtningssmåde. Eksempelvis medfører et udslip af SO_2 et nedfald af sur regn, der fører til skovdød. Skadesomkostninger er her den skade, skovdøden påfører samfundet i form af tabte træer, nedsat rekreativ fornøjelse af skoven etc. I modsætning hertil er rensningsomkostningerne de omkostninger, der er forbundet med at mindske eksternaliteterne, eksempelvis udslippet af SO_2 ved installation af rensningsteknologier på kraftværkerne. Rensningsomkostningsopgørelser er således baseret på en ex ante-betragtningssmåde. Som illustreret i Figur 1.1 vil de marginale skadesomkostninger typisk forøges med stigende

forureningsgrad, mens de marginale rensningsomkostninger stiger, jo lavere et forureningsomfang, der er krævet.

Det er væsentligt at pointere, at *opgørelsen af skadesomkostninger nødvendigvis må begrænse sig til de skader, der med rimelig sikkerhed kan identificeres i dag*. Med stor sandsynlighed vil disse kun udgøre en undergrænse for de skader, der opstår i fremtiden.

I forhold til teknologierne opgøres skaderne på tre geografisk opdelt niveauer:

- *lokalt*, der omfatter skader inden for en radius af 50 km fra anlægget (typisk visuelle, støj- og sundhedsskader).
- *regionalt*, der opgøres inden for en radius af 3000 km (typisk forureningsskader som følge af sur regn fra SO₂).
- *globalt*, der omfatter skader forårsaget af drivhuseffekten (oversvømmelse, sundhedsskader o.lign. som følge af temperaturstigning).

Der vil naturligvis være et vist overlap, specielt mellem lokale og regionale effekter. Opdelingen er dog hensigtsmæssig såvel ved identifikation af skaderne, som ved opgørelse af emissioner o.lign.

Ved opgørelse af eksternaliteterne er der taget et *nationalt udgangspunkt*, men analyserne er set i et internationalt perspektiv.

- Påvirkningerne (eksempelvis emissionerne) opstår som følge af opstilling og anvendelse af en teknologi i Danmark. Værkerne producerer således elektricitet til anvendelse i Danmark, men internationale påvirkninger fra fremskaffelse af brændslet (eksempelvis brydning af kul) er opgjort såvel som internationale påvirkninger fra afbrænding af brændslet i Danmark.
- Skaderne opgøres på internationalt/globalt niveau. De lokale skader vil primært omfatte Danmark, men regionale og globale skader omfatter også skader på andre lande. Udslip af CO₂ og den heraf afledte drivhuseffekt medfører således globale skader, eksempelvis er skader i Bangladesh forårsaget af stigende vandstand i havene også inddraget.

I indeværende rapport er *det globale miljø* således defineret som *et internationalt anliggende*, som alle lande nødvendigvis må forholde sig til. Det illustreres eksempelvis med den af Danmark ratificerede klimakonvention (Framework for Climate Change Convention). I modsætning til denne betragtning er typisk afgrænsningen af beskæftigelse/arbejdsløshed primært et nationalt anliggende.

Sammenfattende opgør projektet således:

- miljøeksternaliteterne for vindkraft, kulfyret kondensværk, biomasse- og naturgasfyret kraftvarmeværk.
- de marginale skadesomkostninger opdelt på lokalt, regionalt og globalt niveau.
- såvel nationale som internationale skader som følge af påvirkninger (eksempelvis emissioner), der er relateret til energiproduktion i Danmark.

1.2 Opgørelsesmetodik

Eksternaliteterne opgøres med udgangspunkt i situationen i dag, inklusive en eventuel akkumuleret effekt.

Dette er ikke noget problem for hovedparten af de lokale påvirkninger og eksternaliteter - eksempelvis for vurderingen af støj- eller visuelle ændringer. For

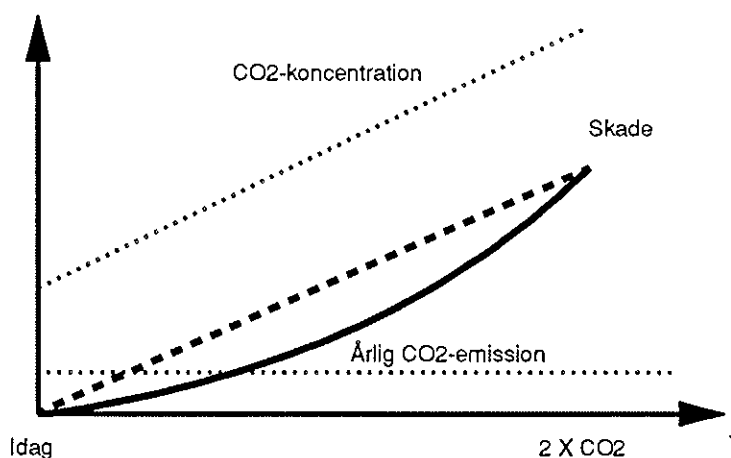
regionale og globale påvirkninger og eksternaliteter stiller situationen sig lidt anderledes.

Eksempelvis er skovdød en akkumulerende funktion af den indtil nu eksisterende syreregn. I opgørelsen tages udgangspunkt i den nuværende situation for skovene, og den marginale påvirkning af skovdøden ved udslip af SO_2 vurderes. Såfremt der i fremtiden indføres yderligere rensningskrav på kraftværkerne, kan dette være en overvurdering af skadesomfanget i forbindelse med SO_2 -udslip.

I forbindelse med vurdering af de globale påvirkninger og eksternaliteter (specielt i forbindelse med drivhuseffekten) rejser der sig en række metodiske og opgørelsmæssige problemer, som kræver en række forudsætninger. Som udgangspunkt for vurdering af drivhuseffekten og de deraf følgende skader er der opstillet et scenarie med fordobling af atmosfærens CO_2 -indhold i løbet af 50 år, svarende til et fordoblingstidspunkt omkring år 2040-2050. Det vurderes, at en fordobling af CO_2 -koncentrationen vil medføre en gennemsnitlig global temperaturstigning på ca. $2,5^\circ\text{C}$ på fordoblingstidspunktet. Da CO_2 har en akkumulerende effekt, bør der i princippet betragtes en uendelig tidshorisont. Når et "2 $\times\text{CO}_2$ -scenarie" er valgt, skyldes det frem for alt, at der foreligger de mest omfattende data og studier herfor (bl.a. IPCC, Cline, Fankhauser, Nordhaus m.fl.). Dette valg betyder i sig selv en undervurdering af den samlede effekt af CO_2 -emissionen.

Som scenarie er anvendt et gennemsnit af et lavt og et højt IPCC¹-scenarie. En fordobling af CO_2 -koncentrationen på 50 år svarer i dette gennemsnitsscenarie til en udledning på 34 Gton CO_2 -ækvivalent pr. år, eller i alt ca. 1.700 Gton CO_2 -ækvivalent over den betragtede periode. Scenariet forudsætter en svag stigning i den årlige udledning og må betragtes som et relativt optimistisk scenarie med hensyn til de fremtidige emissioner af drivhusgasser.

Skaden forårsaget af drivhuseffekten opgøres i år 2045 på baggrund af internationale studier. For herefter at nå frem til skadesomfanget i dag (som et gennemsnit over den betragtede periode) er det nødvendigt at indføre en række forudsætninger, illustreret i Figur 1.2.



Figur 1.2. Sammenhæng mellem CO_2 -udledning, koncentration i atmosfæren og afledt skade.

1. Intergovernmental Panel for Climate Change. De to IPCC-scenarier er beskrevet i Appendiks B.

1. Det antages, at det konstante CO₂-udslip på 34 Gt/år fører til en fordobling af CO₂-koncentrationen i år 2045.
2. Sammenhængen mellem CO₂-koncentration og skadesomfang antages at være lineær, som angivet ved den kraftige stiplede linie på Figur 1.2. Det må formodes, at sammenhængen vil være eksponentiel (angivet ved den fuldt optrukne linie i Figur 1.2), hvorfor nævnte antagelser vil medføre en overvurdering af den gennemsnitlige skade over perioden.

De anvendte oplysninger om skade som følge af drivhuseffekten er som nævnt hovedsageligt opgjort i år 2050 baseret enten på en stock- eller en flow-opgørelse:

- *Stock-opgørelsen* viser den samlede akkumulerede effekt i år 2050, eksempelvis hvor meget fastland der totalt er oversvømmet på fordoblingstidspunktet. Givet linearitetsforudsætningen betyder dette, at antal km², der oversvømmes hvert år i analyseperioden, er konstant.
- *Flow-opgørelsen* viser den årlige akkumulerede effekt i år 2050, eksempelvis hvor stort tabet er i årligt høstudbytte som følge af CO₂-fordoblingen. Anvendelse af linearitetsforudsætningen betyder i dette tilfælde, at stigningstakten i tabet af høstudbytte vil være konstant over perioden.

Ved de to opgørelsesmetoder opnås en skadesprofil over den betragtede periode på 50 år. For at nå frem til den gennemsnitlige omkostning over perioden diskonteres skaderne til udgangspunktet (1993), og efter annuisering er det muligt at opgøre skadesomkostningen pr. ton CO₂, jvf. formel 1.1.

$$S_k^0 = \frac{\left[\sum_{t=1}^n P_k^t * Q_k^t * (1+i)^{-t} \right] * \frac{1}{1-(1+i)^{-n}}}{E} \quad (1.1)$$

hvor

S_k^0 er skadesomkostningen i år 0 for skade k pr. ton CO₂-ækvivalent

P_k^t er prisen på skade k i år t

Q_k^t er omfanget af skade k i år t

E er den gennemsnitlige emission af CO₂-ækvivalent

i er diskonteringsrenten

t er tiden

n er den betragtede tidsperiode (50 år)

Ud over den gennemsnitlige omkostning for perioden beregnes for drivhuseffekten ligeledes omkostningerne i år 2045 baseret på de fundne oplysninger.

Opsummerende er de væsentligste metodiske forudsætninger:

- Der tages udgangspunkt i situationen i dag, inklusiv en eventuelt akkumuleret effekt.

- Drivhuseffekten behandles under en antagelse om en lineær sammenhæng mellem CO₂-emission og CO₂-koncentration i atmosfæren, samt mellem koncentration og skadesomfang.
- Skaden over den betragtede periode tilbagediskonteres til udgangspunktet.

1.3 Økonomiske forudsætninger

De væsentligste økonomiske forudsætninger er følgende:

- Analysen er gennemført i *konstante 1993-priser*.
- Skadesomkostningerne for drivhuseffekten er fremskrevet i reale former over analyseperioden.
- Tilbagediskonteringen foretages for skadesomkostningen med 1½% p.a. (realt) afspejlende den sociale tidspræference.
- Alle de betragtede teknologier er antaget at være marginale i forhold til det øvrige energisystem. Anvendelse af teknologierne har således ingen indflydelse på prisrelationerne, hverken i ind- eller udland.

1.4 Hvad kan resultaterne bruges til?

Som nævnt opgøres skadesomkostningerne for de identificerede eksternaliteter i projektet. Ifølge den økonomiske teori vil det herefter være muligt at sammenholde skadesomkostningerne med rensningsomkostningerne (jvf. Figur 1.1) for herved at nå frem til det optimale rensningsniveau (punkt A i Figur 1.1). Ved analyser af de tilgængelige teknologier og deres systemmæssige samspil vil det normalt være muligt at fastlægge rensningsomkostningerne med rimelig sikkerhed. Noget tilsvarende kan ikke siges om skadesomkostningerne, der er langt mere vanskeligt at få hold på. Dette skyldes primært, at

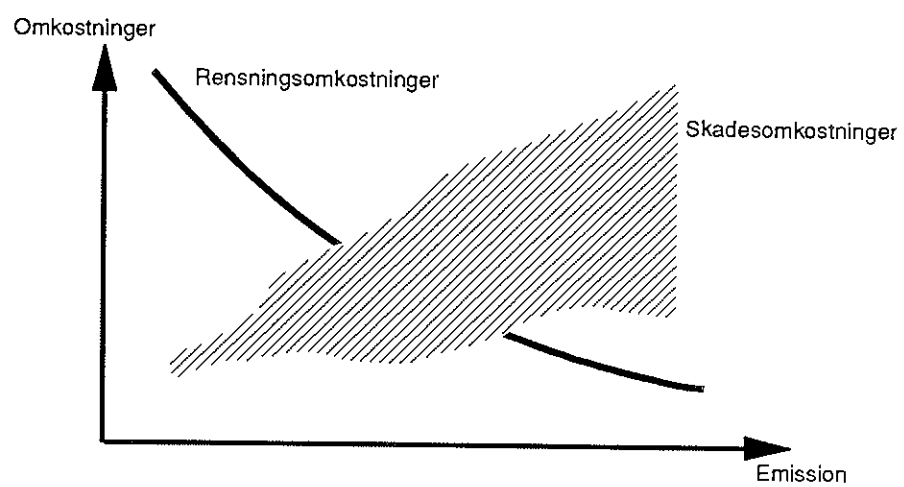
- Såvel skadesomfang som pris er uhyre usikre at bestemme.
- De identificerede og kvantificerede skader vil normalt kun udgøre en delmængde af de samlede skader, hvoraf en del først vil opstå og dermed kunne identificeres i fremtiden.

Figur 1.3 beskriver derfor bedre sammenhængen mellem rensnings- og skadesomkostninger.

Ifølge Figur 1.3 vil der således være et bredt interval, inden for hvilket skadesomkostningerne vil befinde sig. Endvidere vil det selv med dette interval være vanskeligt at klarlægge overgrænsen for skadesomkostningerne.

Generelt gælder det derfor om anvendelsen af resultaterne, at

- Skadesomkostningerne udgør et væsentligt element ved fastlæggelsen af fremtidige rensningskrav. Dog bør andre samfundsrelevante kriterier indgå på linie hermed, når beslutninger om rensningskrav tages.
- De identificerede skadesomkostninger vil kun udgøre en delmængde af de samlede skadesomkostninger, hvorfor de højest vil udgøre en undergrænse.
- Studiet "kun" omfatter miljøeksternaliteter, mens andre sociale omkostninger ikke er indraget.



Figur 1.3. Den realistiske sammenhæng mellem skades- og rensningsomkostninger.

2 Eksternaliteter i økonomisk teori

Hensigten med dette kapitel er fremfor alt at give et overblik over nogle af de teoretiske og praktiske overvejelser, og problemer der opstår i forbindelse med eksternaliteter. I rapporten vil der blive forstået følgende med eksternaliteter, medmindre der eksplicit anføres andet:

Med en eksternalitet forstås den påvirkning fra en produktion eller et forbrug af et gode, som ikke direkte er indregnet i omkostningerne ved produktionen eller forbruget af godet.

Betegnelsen eksterne effekter bliver anvendt synonymt med eksternaliteter.

Der er flere konsekvenser af eksternalitetsbegrebet; i dette kapitel vil de vigtigste aspekter blive diskuteret. Ovenstående definition af eksternaliteter er selvfølgelig ikke den eneste, der findes, ligesom den i sin form er meget generel. I kraft af sin generelle form er det nødvendigt at foretage en række præciseringer af hvilke former for eksterne effekter, der behandles i forskellige konkrete situationer igennem rapporten.

2.1 Den økonomiske teori om eksternaliteter

Anvendelsen af begrebet eksternaliteter har især inden for de seneste år fået en stigende anvendelse i økonomisk orienteret litteratur. Samtidig er begrebet blevet mere almindeligt udenfor fagøkonomernes rækker. Interessen er især blevet drevet af den forøgede opmærksomhed på miljømæssige problemer. Udgangspunktet for eksternaliteter stammer tilbage til neoklassisk økonomisk velfærdsteori. Det blev især A.C. Pigou (1877-1959), der med henholdsvis *Wealth and Welfare*, 1912, og *The Economics of Welfare*, 1920, systematisk beskæftigede sig med eksterne effekter. Det er derfor også naturligt, at en af de væsentligste anvisninger på løsning af eksternalitetsproblemer stammer fra og er opkaldt efter Pigou.

2.1.1 Velfærdsteori

Den økonomiske teori om eksternaliteter er, som allerede omtalt, knyttet til velfærdsteorien. Velfærdsteorien tager udgangspunkt i de enkelte personer (kaldet agenter). I økonomien er der en række goder (varer og tjenester). Agenterne efterspørger og forbruger goderne for at opnå en tilfredsstillelse, kaldet nytten ved godet. Det forudsættes, at agenterne har givne konsistente ønsker (kaldet præferencer) til goderne i samfundet. Nytten ved et gode er udtryk for de enkelte agenter individuelle og subjektive oplevelser af godet. Det betyder også, at agenterne kan vurdere og sammenligne nytten af de forskellige varer og tjenester i samfundet i forhold til hinanden.

Hver enkelt agent har sin egen nytte- eller præference-funktion. Det er igennem påvirkning af individets nytte og velfærd – som oftest en negativ påvirkning – at eksternalitetsbegrebet får betydning. Eksternaliteten påvirker velfærden, uden at der finder fuldkommen kompensation sted².

2. Sammenligner man f.eks. med et arbejde, vil der være en ulempe (negative nytte) ved selve det, at ens tid anvendes til arbejde og ikke fritid, men omvendt vil man modtage en kompensation for arbejdet i form af løn. Man kan derfor ikke direkte tale om en eksternalitet i dette tilfælde.

Der opstår et problem, hvis det bliver nødvendigt at sammenveje flere agents nytte til en social velfærdsfunktion. Det kan vises, at hvis der forudsættes visse rimelige krav til agenternes præferencer, er det ikke muligt at opstille en social velfærdsfunktion (Arrows umulighedsteorem). Implikationerne i forhold til eksternaliteter er, at det i teorien ikke er muligt at foretage en sammenvejning af agenternes præferencer på en konsistent måde.

2.1.2 Private og sociale omkostninger

Det mest almindelige udgangspunkt for definitionen af eksternaliteter er omkostningerne ved forskellige produktioner og forbrug. Omkostningerne opdeles i henholdsvis de private og de sociale (også kaldet de samfundsmæssige) omkostninger. De private omkostninger omfatter ved f.eks. en produktion: husleje, inventar, arbejds lønninger o.s.v. – altså omkostninger der er relateret direkte til produktionen. De tilsvarende sociale omkostninger derimod omfatter, udover de private omkostninger, bl.a. forureningsomkostninger. Dette betyder, at forskellen mellem de private og sociale omkostninger er udtryk for de samlede eksternaliteter, som en produktion medfører. Det er på den anden side vigtigt at være opmærksom på, at den samlede forskel mellem de private og sociale omkostninger kan dække over både positive og negative eksternaliteter.

2.1.3 Miljømæssige eksternaliteter – Forskellige områder der påvirkes af eksternaliteter

Generelt omfattes ifølge definitionerne ovenfor *alle* områder af samfundet af eksternaliteter. Det er dog meget almindeligt at foretage en opdeling, der svarer til følgende:

- Miljø, d.v.s. den del der påvirker mennesker.
- Ikke-fornybare ressource, bl.a. olie.
- Nationaløkonomi, bl.a. beskæftigelse, BNP, forbrug, betalingsbalance m.v.

Der er en almindelig tendens til at fokusere på de miljømæssige eksternaliteter. Dette skyldes helt oplagt, at nogle af de største, ikke-prissatte effekter påvirker miljøet. Det er imidlertid vigtigt at erindre, at eksternaliteterne fra f.eks. et kraftværk udover en kraftig påvirkning af miljøet i form af f.eks. SO₂-emissioner også kan have store beskæftigelsesmæssige virkninger.

I denne rapport er det praktiske eksternalitetsbegreb indskrænket til at omfatte de eksternaliteter, som opstår i tilknytning til miljøet. Det betyder, at eksternaliteter, som påvirker f.eks. indkomst, beskæftigelse og betalingsbalance, ikke medtages. Man kan også – med andre ord – sige, at der især fokuseres på de direkte miljømæssige eksternaliteter, mens de mere afledte konsekvenser på økonomien, hvis forplantning kan tage lang tid, ikke behandles. En anden vigtig ikke-miljømæssig eksternalitet i forhold til energiproduktion er forsynings-sikkerheden, som anført af både (Hall, 1992) og (Pearce; Bann & Georgiou, 1992). Denne afgrænsning er ikke udtryk for, at de ikke-miljømæssige eksternaliteter ikke er betydningsfulde. Der kan nævnes flere tilfælde, hvor de ikke-miljømæssige eksternaliteter overstiger de miljømæssige eksternaliteter, f.eks. i kraft af en beskæftigelsespåvirkning.

For alle miljøeksternaliteterne gælder det, at effekterne i videst muligt omfang tilstræbes opgjort i *hele* eksternalitetens levetid. Det betyder, at f.eks. CO₂-

emissions indvirkning via global opvarmning på biodiversiteten søges vurderet i hele eksternaliteternes samlede levetid. Det er imidlertid i praksis ofte kun nødvendigt at betragte en endelig tidshorisont som tilnærmelse, ligesom det er den mest enkle fremgangsmåde.

2.2 Måder at mindske eksterne effekter på

Der er forskellige måder, samfundet kan afbøde og/eller mindske konsekvenserne af eksternaliteterne på. Disse kan opdeles i tre kategorier:

- Markeds- og prisorienteret.
- Ejendomsrettigheder.
- Mængdereguleringer.

Med de markeds-mæssige virkemidler er formålet at påvirke eksternaliteterne ved hjælp af afgifter og subsidier (såkaldte pigou-skatter). Formålet er at fastsætte, hvor stor en eksternalitet er i form af en pris. Denne kan derefter fastsættes som afgift. Dette vil naturligt betyde et provenu til staten samtidig med et fald i produktionen af den eksternalitetsgenererende vare. Der findes mange kritiske røster mod pigou-skatter. En vigtig kritik rettes mod de styringsproblemer, der opstår i forbindelse med skatterne:

With the recognition of pervasive externalities the tax-subsidy solution is seen clearly as the fantasy it is. This solution would require literally hundreds of millions of taxes and subsidies. ... Moreover, the imposition of any single tax or subsidy would undoubtedly create totally new externalities....
(Hunt, E.K.: A Radical Critique of Welfare Economics in "Growth, Profits, and Property", Nell, E.J. (ed.) 1980, p. 244).

Omkring ejendomsrettigheder er Coases arbejder vigtige. Hovedpointen i denne forbindelse er, at eksterne effekter kan mindskes ved at udbrede ejendomsrettigheder, samtidig med at de praktiske muligheder for retsforfølgelse forbedres.

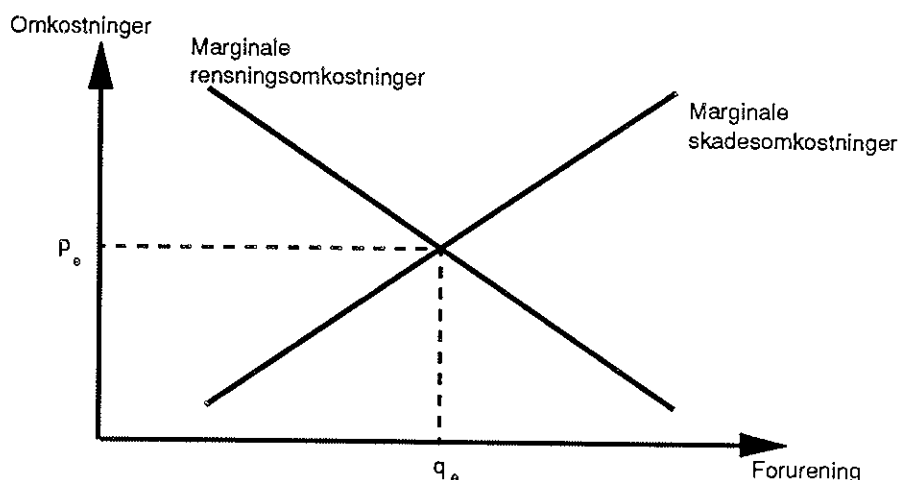
Endelig er der mulighed for at foretage en ren mængdemæssig regulering for at mindske eksternaliteterne. Denne løsning anvender ofte "critical loads" som udgangspunkt for at fastsætte selve mængden, der tolereres.

Hvilken fremgangsmåde, der vælges, afhænger af den konkrete eksternalitet, der ønskes skredet ind overfor. Mængdemæssig regulering er god ved meget farlige former for forurening, eller ved forurening hvor etablering af markeder ikke er mulig. Pigou-skatter har den fordel, at markedsmekanismen lades upåvirket bortset fra ændringer i de relative priser. Udbredelse af ejendomsretten kan betyde mindre regulering og dermed mindske de konkrete styringsproblemer, idet beslutninger bliver lagt ud til de enkelte.

2.3 Skade- og rensningsomkostningsfunktionen

I forbindelse med miljømæssige eksternaliteter er der normalt tale om en given forurening i bred forstand. Forureningen medfører en skade på omgivelserne. Dette sker, hvis intet foretages i forhold til forureningen. På den anden side kan der foretages en forebyggelse af forureningen. I stiliseret form kaldes disse for skades- og rensningsomkostningsfunktionerne. Funktionerne måler forureningen i forhold til de omkostninger, der er forbundet med henholdsvis forureningen eller rensningen. Normalt ses kun på de marginale funktioner, idet det er her ud fra en

ligevægt fastsættes. Det antages, at den marginale skadesfunktion er stigende med stigende forurening, og at den marginale rensningsfunktion modsvarende er faldende. Dette illustreres stiliseret i Figur 2.1 nedenfor.



Figur 2.1. Skade- og rensningsomkostningsfunktionerne.

Skade- og rensningsfunktionerne tegnes normalt som vist i Figur 2.1, idet der naturligvis er tale om stiliserede funktionsformer. Den eneste antagelse, som er væsentlig omkring funktionerne, er, at de er henholdsvis stigende og faldende, samt at de udviser en vis form for kontinuitet. Når omkostningen ved en eksternalitet skal bestemmes, skal forureningsomfanget først findes. Dette svarer til et punkt på den marginale skadesfunktion. Givet at funktionerne er bestemt, opstår problemet om hvilken forureningsgrad, der skal vælge.

Hvis forudsætningen om kurverne er opfyldt, vil der i teorien kun være én situation, hvor rensningsomkostningerne kan anvendes som estimat for skadesomkostningerne og omvendt. Den tilstand, hvor dette er opfyldt, er i ligevægten svarende til punktet q_e, p_e ³. Befinder man sig til højre for ligevægten, vil prisen ved forebyggelsen være større end prisen ved skaden, d.v.s. hvis man anvender rensningsomkostningerne, vil skaden *undervurderes*. Omvendt vil man *overvurdere* skaden ved at anvende rensningsfunktionen, hvis man befinder sig til venstre for kurven. De situationer, hvor man anvender rensningsomkostningerne som tilnærmelse for skadesomkostningerne, kan derfor kun berettiges, hvis tilstanden er *tæt* på ligevægten – hvor den kendte rensningsfunktion er tæt på den ikke-kendte skadesfunktion.

I praksis vil der være en række vanskeligheder i forhold til skade- og rensningsomkostningsfunktionerne. Først og fremmest lægger Figur 2.1 op til, at der er tale om stationære sammenhænge, men over tiden vil kurverne ændre sig. Specielt må det forventes, at rensningsomkostningsfunktionen rykker nedad, d.v.s. at omkostningerne mindskes. Begrundelsen herfor er tekniske fremskridt, der mindsker omkostningerne. Et andet alvorligt problem kan opstå, hvis funktionerne er mindre "well-behaved".

3. Se iøvrigt f.eks. (Bergland, 1993, p. 8) og (Pearce; Bann & Georgiou, 1992, p. 2-24).

2.3.1 Reduktion af eksternaliteter ved hjælp af internalisering

I en række sammenhænge tales der om internalisering. Der er tale om en internalisering af en eksternalitet i det omfang, påvirkning på tredjepart mindskes. I teorien kan dette finde sted på forskellige måde, i praksis er det væsentligt mere vanskeligt at gennemføre. En fremgangsmåde for at internalisere er at udbrede ejendomsforholdene, således at mængden af "fælleseje" – i praksis "ingens-eje" – mindskes. På denne måde skabes der, teoretisk, incitament til, at de påvirkede parter ved hjælp af lovgivningen vil afkræve kompensation for de påførte eksternaliteter. En anden måde er at sammenlægge organer, der påfører hinanden eksternaliteter til ét organ og på denne måde internalisere eksternaliteterne. Det vil aldrig, i et socialt samfund, være muligt at undgå eksternaliteter fuldkomment. En almindelig pigou-skat, f.eks. en CO₂-afgift kan normalt ikke kaldes en internalisering, der er tale om en regulering og formindskelse af forureningen ved hjælp af en beskatning.

2.4 Cost-benefit analyse – forsøg på anvendelse af velfærdsteorien

Historisk set stammer cost-benefit analysen (CBA) fra amerikansk lovgivning om offentlige anlægsudgifter i 1930'erne, hvor fordele og ulemper skulle holdes overfor hinanden (Pearce & Nash, 1981, p. 1). Der var ikke som sådan tænkt på miljømæssige forhold i forbindelse med et projekt, nærmere på mere national-økonomiske forhold. I sin tankegang er CBA enkel: fordelene ved et givet projekt gøres op og sammenlignes med ulemperne ved samme projekt. Opgørelsen finder sted i en fællesnævner: penge.

I praksis vil alle projekter strække sig over en periode. For at tage højde for at et projekts fordele og ulemper falder på forskellige tidspunkter, må der inddrages en eller anden form for diskonteringsrente. Ved at foretage en diskontering fås nutidsværdien af projektet. Har man en antagelse om, at agenternes præferencer for goder ikke er indifferent i forhold til leveringstidspunktet, må en eller anden positiv diskonteringsrente inddrages. Normalt opstiller man tre årsager til, at diskonteringsrenten er positiv:

- Tidspræference.
- Større fremtidige forbrugsmuligheder.
- Usikkerhed om fremtidige forbrugsmuligheder.

Diskonteringsraten er diskuteret nærmere nedenfor.

For at finde nutidsværdien af det samlede projekt vil man derfor trække omkostningerne (C) fra indtægterne (B) i hver periode (t) og diskontere med den valgte rente (i); dette adderes, hvorefter man opnår nutidsværdien af det samlede projekt:

$$\text{nutidsværdi} = \sum_{t=0}^T \frac{B_t - C_t}{(1 + i)^t}$$

Det er ikke muligt at foretage en CBA i praksis uden at gøre antagelser om personers præferencer. Dette betyder, at den besluttende myndighed på en eller anden måde må træffe beslutninger herom. Konsekvensen af dette er i praksis opstillingen af en social velfærdsfunktion, som det er teoretisk umuligt at gøre konsistent.

2.4.1 Diskontering

Beregningen af nutidsværdien af fremtidige indtægter og udgifter spiller en central rolle i forhold til vurderingen af projekter, der forløber over tid. For at kunne beregne en nutidsværdi må der anvendes en rente, ofte kaldet diskonteringsrenten. Renten kan ses som udtryk for forskellige præferencer i forhold til tiden.

I forhold til dette projekt opstår problemerne omkring diskonteringen fremfor alt i forbindelse med den globale opvarmning. Dette skyldes, at det er nødvendigt at vurdere påvirkningen i form af temperaturstigning over en længere periode, i denne rapport 50 år.

Et almindeligt udgangspunkt for at bestemme diskonteringsrenten er kortvarige projektvurderinger. I disse tilfælde vil den valgte rente typisk være relateret til afkast af kapital. Denne fremgangsmåde er driftsøkonomisk-orienteret. Fremgangsmåden betyder typisk – over en kort tidshorisont – en høj diskonteringsrente (gerne mellem 6-12%).

I forhold til længerevarende omkostninger, som f.eks. temperaturstigninger, er det i reglen relevant at inddrage andre aspekter ved fastsættelse af diskonteringsrenten. I den sammenhæng anvendes den sociale tidspræferencerente. Denne rente er udtryk for, at alle økonomiske effekter er omsat til forbrugsenheder, dernæst diskonteres disse. Dette leder typisk til lavere diskonteringsrater. Formelt opstilles den sociale tidspræferencerente, s , ofte som bestående af to led⁴:

$$s = \delta + \epsilon g_c ,$$

hvor s er den sociale tidspræference, δ er den rene tidspræference, ϵ er den marginale elasticitet i forbruget⁵, og g_c er væksten i forbruget. Første led i ligningen: den rene tidspræference er udtryk for den nuværende generations "utålmodighed" uanset ændringer i indkomsten. Der er ikke som sådan noget teoretisk argument for at $\delta > 0$. Det andet led er udtryk for, at der er faldende nytte af forbrug, hvilket er udtrykt i den marginale elasticitet i forbruget (ϵ).

Det fremgår af ovenstående, at det, uanset hvilken fremgangsmåde der vælges, ikke er rimeligt at arbejde med forskellige diskonteringsrenter.

Hvilken størrelse, diskonteringsraten konkret sættes til, varierer fra land til land og fra projekttype til projekttype. I forbindelse med almindelige offentlige projekter anvendes ofte renter på 5-10%. Tages der udgangspunkt i den sociale tidspræference, vil denne typisk ligge væsentligt lavere. Det er i denne rapport valgt at tage udgangspunkt i (Cline, 1992, p. 247-255), hvor diskonteringsrenten – ud fra den sociale tidspræference – sættes til 1½%.

2.5 Praktisk behandling af eksternaliteter

Den teoretiske erkendelse af eksternaliteterne fører naturligt over i forsøg på at håndtere eksternaliteter i praksis. Som det allerede er fremgået af ovenstående, er der en række teoretiske vanskeligheder. Tilsvarende opstår der en række spørgsmål i den praktisk håndtering af eksternaliteter. I det følgende vil nogle af de muligheder, der er tilstede for at vurdere størrelsen af eksternaliteter, blive beskrevet.

4. Formelt stiller dette krav om at en række betingelser: nyttefunktionens form (den skal være af logaritmisk form), projektsstørrelse (det skal være meget lille) og økonomien (den skal være i steady state).

5. Jo højere elasticiteten ϵ er, jo mere lighed i fordelingen mellem forskellige generationer.

2.5.1 Målet med monetariseringen – at skabe en fælles målestok

Når eksternaliteter er identificeret, er det afgørende at kunne bestemme eksternalitetens omfang og størrelse. På en eller anden måde må der skabes en fælles målestok for de forskellige former for eksternaliteter, ligesom det er vigtigt at kunne sammenligne eksternaliteter med andre goder i samfundet. Som fællesnævner i økonomien er *priser* den eneste mulighed. Med monetarisering menes derfor, at der sættes priser på eksternaliteterne og i kraft af monetariseringen skabes den fælles målestok, der muliggør en sammenligning af eksternaliteterne. Monetariseringen indebærer for de fleste eksternaliteter ét eller flere problemer. Problemerne skyldes fremfor alt, at det er vanskeligt at foretage en prissætning af goder, som ikke handles under almindelige markedsmæssige betingelser. Begrebsmæssigt anvendes betegnelserne monetarisering, prissætning og værdisætning synonymt i denne rapport – alle begreber dækker over, at slutmålet er at skabe en fælles målestok: priser.

2.5.2 Teoretisk værdisætning

Når den teoretiske værdi af et gode – f.eks. et givet naturområde – skal opgøres, er det en udbredt praksis at foretage en opdeling af godets værdien i tre dele. Summen af de enkelte dele udgør godets samlede (økonomiske) værdi. Opdelingen er:

- *Brugsværdi*, udtryk for den direkte nytte af godet.
- *Optionsværdi*, udtryk for den mulige anvendelse af godet (brugsværdi).
- *Eksistensværdi*, udtryk for den værdi godet tillægges, uanset at der aldrig vil være en brugs- eller optionsværdi af godet.

Hertil kan der – teoretisk – tillægges en indre værdi, som afspejler den indre værdi et gode måtte have. Den indre værdi er i sagens natur af ikke-økonomisk karakter. I praksis er det ofte vanskeligt at foretage en sontring mellem de enkelte værdikomponenter, samtidig er det i reglen heller ikke nødvendigt. For en række goder vil det dog typisk være lettest at finde brugsværdien, et eksempel: et mindsteudtryk for værdien af en skov er brugsværdien af skovens tømmer solgt til f.eks. møbler. Det udtryk, der anvendes til værdisætningen, vil derfor ofte tage udgangspunkt i en del af brugsværdien. Tilsvarende vil det oftest være ved hjælp af "willingness-to-pay" (WTP), man søger at finde optionsværdien.

Usikkerhed

Et alvorligt problem i forbindelse med bedømmelsen af eksternaliteters størrelse er den usikkerhed, der naturligt er tilstede. Usikkerheden kan især henføres til:

- Utilstrækkeligt kendskab til sammenhæng mellem påvirkning og konsekvens.
- Tidshorisonten.
- Irreversibilitet.

For den første type af usikkerhed er der mulighed for at reducere usikkerheden ved hjælp af yderligere forskning i sammenhængene, mens der ikke er mulighed for at nedbringe usikkerheden med hensyn til tidshorisonten. Dette betyder, at alle forsøg på at finde eksternaliteter er underlagt en generel usikkerhed.

Forskellige prissætningsmetoder

Der sondres mellem direkte og indirekte prissætning. Med *direkte* metoder tænkes der på de såkaldte "contingent valuation method" (CVM), d.v.s. spørgeundersøgelser hvor personer udspørges om deres betalingsvillighed for givne goder, f.eks. et naturområde. Metoden er behæftet med flere ulemper:

- De adspurgte bliver aldrig stillet til ansvar for deres svar.
- Metoden er klart afhængig af den aktuelle indkomst- og formuefordeling.
- Det er uklart, om personer på en velovervejet måde kan tage stilling til prisen på goder, der normalt aldrig handles.

I forbindelse med CVM sondres der mellem "willingness-to-pay" (WTP) og "willingness-to-accept" (WTA). Forskellen er, om der undersøges henholdsvis betalingsvilligheden for at opnå et givet gode, eller om der spørges om betalingskravet for at undvære et givet gode.

Som en slags modsætning overfor den direkte metode står forskellige *indirekte* metoder. Disse metoder tager alle udgangspunkt i markeder, der minder om det gode, der skal prissættes. Dette kaldes ofte surrogat- eller skyggemarkeder. En anden fremgangsmåde er ved hjælp af hedonistisk prisfastsættelse, hvor man søger at måle prissætningen ved at finde ændringen af prisen på f.eks. huse som følge af placeringen af et a-kraftværk i nærheden. Endelig kan travel-cost metoder bruges som et udtryk for, hvor meget der er villighed til at betale for at rejse til et givet gode (f.eks. et naturområde). I dette tilfælde opgøres alle faktiske omkostninger, d.v.s. faktiske rejseomkostninger (benzin, afskrivning på bil o.s.v.) samt de offeromkostninger, som er opstået ved at anvende tid på godet. Alle de direkte metoder har den fordel fremfor CVM, at de faktisk – mere eller mindre udtømmende – afslører den faktiske betalingsvillighed.

Problemer med forskellen mellem WTP og WTA

I teorien burde betalingsvilligheden for at opnå et gode (WTP) være identisk med, eller i det mindste meget tæt på, det beløb, man tilsvarende var villig til at modtage for at afstå godet (WTA). Stort set alle praktiske undersøgelser af villigheden til at betale henholdsvis acceptere viser, at dette ikke er tilfældet. I praksis er WTP altid mindre end WTA. Dette faktum rejser problemet, om metoden overhovedet kan anvendes, og i givet fald hvorvidt WTP eller WTA skal anvendes. Generelt har det vist sig, at hvis der er gode substitutter til godet, vil WTP og WTA være tættere, end hvis der ikke er substitutter til godet (Shogren et al., 1994). Mange af de goder, der søges fundet en betalingsvillighed for ved hjælp af WTP/WTA, er offentlige goder med beskedne substitutionsmuligheder. Dette leder til den konklusion, at der bør udvises stor forsigtighed ved anvendelsen af WTP/WTA i disse tilfælde.

2.5.3 Forskellige praktiske prissætningsmetoder

Inden for den praktiske prissætning tages der også udgangspunkt i *direkte* og *indirekte* metoder. Formålet med alle former for prissætningsmetoder er at afdække agenternes betalingsvillighed for et gode. Såfremt der findes markeder, kommer denne betalingsvillighed til udtryk i den traditionelle efterspørgselskurve, hvor de forskellige agenter er villige til at aftage en given mængde til en given pris. De indirekte metoder anvender allerede foreliggende datamateriale og søger

at tilpasse materialet, så det er meningsfuldt at anvende som prissætning af den givne eksternalitet. Med direkte prissætningsmetoder tænkes der på CVM.

Med hensyn til de enkelte metoders betegnelse findes der ofte ingen almindeligt anvendt dansk betegnelse, den engelske betegnelse er derfor almindelig anvendt.

Contingent valuation (CVM) – spørgeskemaundersøgelser Willingness to pay/willingness to accept (WTP/WTa)

I angelsaksisk tradition kaldet spørgeskemaundersøgelser, der har til formål at afdække agenteres betalingsvillighed for goder. Der er tale om en direkte metode til at finde betalingsvilligheden, idet man direkte spørger agenterne. På denne måde kan henholdsvis betalingsvilligheden for at opnå eller undgå et gode værdisættes (WTP og WTA).

Der er en *omfattende* tradition for at foretage denne type af undersøgelser, som kan dække over et meget bredt spektrum. Den umiddelbare fordel er ligefrem: CVM giver mulighed for at spørge om præcist det, der ønskes undersøgt og ikke som i de indirekte metoder, hvor der må tages udgangspunkt i eksisterende data. På den anden side er ulemperne også betydelige. For det første bliver agenterne ikke stillet til ansvar overfor deres svar – hvis man villig til at ofre 100 kr./år for at opnå renere luft, vil ingen rent faktisk opkræve dette beløb. Dette betyder, at CVM-undersøgelser oplagt kan manipuleres⁶. En anden ulempe med CVM-undersøgelser er, at der ofte bedes tildelt goder, som der normalt ikke findes markeder for, en pris. Det er et oplagt metodisk problem, om man kan forvente, at agenter kan tildele værdi til "ukendte" goder. Alt i alt har CVM sin egentlige styrke inden for klart afgrænsede områder, som er velkendt af de personer, der skal bevare spørgsmålene. I rapporten vil CVM blive anvendt i mindst muligt omfang.

Hedonistisk prisfastsættelse

Hedonistisk prisfastsættelsesmetoder (HPM) er en indirekte prissætning, der tager udgangspunkt i observerbar prisdannelse på eksisterende markeder. Disse observationer anvendes til en indirekte prissætning af forskellige miljøgoder. Det klassiske eksempel på hedonistisk prissætning er undersøgelse af støjs påvirkning af huspriser. Udgangspunktet er en hypotese, som siger, at højere støj afspejler sig i lavere huspriser – man er mindre tilbøjelig til at bo op ad en motorvej sammenlignet med en å, hvis prisen på huset er det samme. Antagelsen er altså, at selvom husene og grundene er ens (homogene), er der andre parametre, der bestemmer godets samlede karakteristika. Dette gør, at goderne adskiller sig fra hinanden. I det omfang goderne – set fra købernes side – er forskellige, vil det give sig udslag i forskellige priser.

En stor fordel ved hedonistisk prissætning er, at der foreligger data, som ikke er konstrueret specielt med henblik på prissætningen: de enkelte agenter har derfor ikke handlet i forhold til en undersøgelse.

Som det fremgår, er det en oplagt mulighed at anvende hedonistisk prissætning ved f.eks. undersøgelse af betalingsvilligheden for at undgå støj eller luftforurening i forbindelse med boligomgivelser. Grundlæggende er fremgangsmåden at finde huspriserne, dette kan ske ved handelspriser eller vurderinger, og dernæst at måle støjforholdene for boligerne. Disse oplysninger kan derefter sammenholdes, og en (negativ) sammenhæng mellem støj og huspriser kan estimeres.

6. Der er på den anden side flere kontrolundersøgelser, der indikerer, at agenterne faktisk i rimeligt omfang afslører deres betalingsvillighed.

En alvorlig ulempe ved den hedonistiske metode er imidlertid netop, at et gode for agenten er karakteriseret ved en hel mængde egenskaber. Det er derfor i praksis ofte vanskeligt at isolere én enkelt effekt som f.eks. støj. Det viser sig i praktiske undersøgelser desuden, at sammenhængen mellem f.eks. støj og husprisen er mindre markant end forventet; det er således i reglen kun muligt at udlede en sammenhæng ved *betydelige* støjpåvirkninger, f.eks. huse beliggende tæt på lufthavne o.lign. (se Pearce; Bann & Georgiou, 1992, p. 12-1 - 12-4), hvor en række empiriske undersøgelser er refereret.

Husholdningsproduktionsfunktioner, travel cost og avertive expenditures

Der findes en hel gruppe prissætningsmetoder, som samles under betegnelsen husholdningsproduktionsfunktioner. Dette dækker over de enkelte agents handlen, i denne sammenhæng skal følgende to metoder behandles:

- Travel cost, rejseomkostninger (TCM).
- Avertive expenditures, forebyggelsesomkostninger (AEM).

Den såkaldte travel cost metode (TCM) tager udgangspunkt i teorien om forbrugerefterspørgsel. Grundlaget er, at tid har en selvstændig værdi. Det er i kraft af agentens brug af sin tid og penge, der kan foretages indirekte værdisætning af forskellige goder. Et eksempel er, at en agent besøger et naturområde. Rejseomkostningerne er først og fremmest omkostningerne til selve rejsen (billet, benzin o.s.v.). Dernæst er agentens alternativ til at holde fri, at arbejde. Så de samlede omkostninger ifølge TCM bliver altså summen af de faktiske omkostninger *plus* de offeromkostninger i kraft af tabt arbejdsfortjeneste. TCM kan naturligvis forfines, således at der i praksis tages højde for, at der muligvis ikke i fuldt omfang kan opnås lønindtægt i stedet for ulønnet fritid.

Ligesom HPM er fordelene ved TCM, at agenten allerede har afsløret sine præferencer og derfor ikke påvirkes af en undersøgelse.

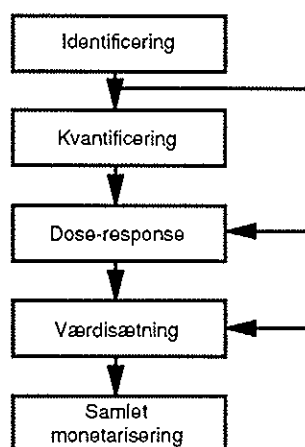
Forebyggelsesomkostningsmetoder (AEM) tager udgangspunkt i, hvilke faktiske omkostninger de enkelte agenter anvender til at forebygge en negativ effekt. Et typisk eksempel er vurderingen af menneskeliv; for at vurdere hvor meget et liv skal sættes til, kan man undersøge hvor store omkostninger, der anvendes af agenterne til at formindske f.eks. trafikulykker. De udgifter, der kommer på tale i dette tilfælde, er bl.a. sikkerhedsseler, forbedret bremsesystem o.s.v. Mere indirekte udgifter er offentlige i forbedret trafiksikkerhed, som eventuelt også kan medregnes. For AEM er den generelle tendens, at omkostningerne er væsentligt mindre end ved CVM-undersøgelser. Dette kan skyldes to forhold: i CVM-undersøgelser bliver man ikke stillet til ansvar for ens svar, der er ingen kontrol af, om det rent faktisk er ens betalingsvillighed, og AEM vil normalt ikke formå at inddrage alle relevante forebyggelsesomkostninger.

3 Anvendt fremgangsmåde – metode

I det følgende beskrives, hvorledes opgørelsen og monetariseringen af miljø-eksternaliteter i forbindelse med energiproduktion metodisk er foretaget. De i dette studie behandlede eksternaliteter omfatter udelukkende *miljøeffekter*, hvilket bl.a. betyder, at økonomiske og ressourcemæssige eksternaliteter ikke er inddraget. Afsnit 3.1-3.5 beskriver den anvendte metodik, mens afsnit 3.6 omhandler, hvorledes usikkerhed på indgående data og anvendte metoder er håndteret. Endelig er i afsnit 3.7 kort gennemgået, hvilke eksternaliteter der ikke er medtaget.

3.1 Generel metodik

Den praktiske fremgangsmåde for at finde eksternaliteterne i forbindelse med energiproduktionen består af en række enkelttrin, illustreret i Figur 3.1.



Figur 3.1. Fremgangsmåde ved monetarisering af eksternaliteter.

Identifikationen af eksternaliteterne omfatter en beskrivelse af de indgående processer, hvilke påvirkninger disse medfører, og hvad heraf følger af slutkonsekvenserne.

De udpegede påvirkninger *kvantificeres*, f.eks. hvor stor CO₂-emissionen er ved forbrænding på et kulkondensværk.

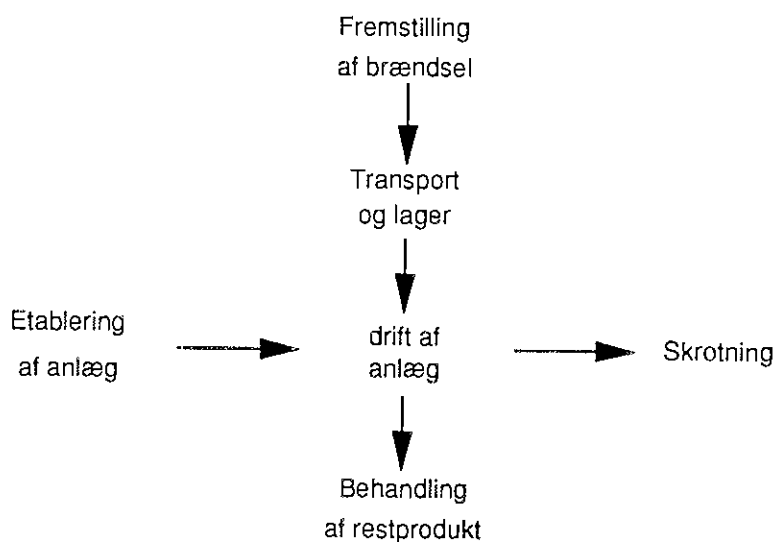
Hvilken effekt, den kvantificerede påvirkning har på omgivelserne, vurderes i form af *dose-response* funktioner. Således vurderes, hvorledes udslippet af CO₂ fører til en øget global gennemsnitstemperatur (drivhuseffekten), og hvilke slutkonsekvenser dette fører til i form af nedsat høstudbytte, tab af ferskvand, øget dødelighed o.lign. Endelig fastsættes prisen for disse slutkonsekvenser i *værdisætningen* – d.v.s. prisen for korn (høstudbytte), ferskvand, død etc. Samlet fører disse vurderinger til *monetariseringen* af eksternaliteten. Illustreret ved CO₂'s betydning for tab af ferskvand og de deraf følgende økonomiske omkostninger kan dette opgøres som:

Monetareret eksternalitet		Påvirkning		Dose- response		Værdi
Omkostning ved tab af ferskvand (kr./GWh)	=	CO ₂ (t/GWh)	*	Tab af ferskvand (m ³ /t CO ₂)	*	Pris på ferskvand (kr./m ³)

Ferskvandseksemplet viser den normalt anvendte fremgangsmåde. I visse tilfælde er dose-response funktionen dog sprunget over. Dette gælder eksempelvis for støj, visuelle effekter o.lign., hvor den kvantificerede påvirkning er værdisat direkte, fordi det er svært eller umuligt at opstille dose-response funktionen.

3.2 Identifikation

Identifikationen af de eksterne miljøeffekter foretages ved hjælp af en systematisk metode, der omfatter en beskrivelse af de indgående processer ved konstruktion, drift og skrotning af den elektricitetsproducerende teknologi, samt brændsels-cyklen fra fremskaffelse/fremstilling af brændslet til behandling/bortskaffelse af affaldsprodukterne. Processerne er skitserede i Figur 3.2.



Figur 3.2. Principskitse af livscyklens af elproduktion.

På baggrund af procesbeskrivelserne opbygges et "strukturtræ", der forbinder de enkelte processer med de mulige slutkonsekvenser, de kan forårsage på miljøet. Strukturtræet har fem niveauer:

1. Proces.
2. Påvirkning.

3. Spredning.
4. Belastning.
5. Slutkonsekvens.

Formålet med strukturtræet er at skabe overblik, således at alle vigtige eksternaliteter medtages i analysen.

Opbygningen har til formål at opnå en så dækkende og systematisk belysning af slutkonsekvenser som muligt. I det følgende omtales denne som PPSBS-metoden, efter første bøgstav i hvert trin. Identifikationen af eksternaliteterne er behandlet i kapitel 4.

Proces

Det første trin i arbejdsgangen er en beskrivelse af de indgående processer, der er kilden til den miljømæssige belastning; konstruktion, brændselscyklus, drift og skrotning.

Påvirkning

Næste trin er at beskrive processernes påvirkning af omgivelserne. "Påvirkninger" dækker således over, hvad der bliver tilført, taget fra eller ændret ved omgivelserne (inklusive fysiske ændringer). For at skabe et overblik inddeles disse påvirkninger i følgende hovedkategorier:

1. Emissioner til luft.
2. Emissioner til vand.
3. Emissioner til jord.
4. Udsendelse af lydsignaler.
5. Indvirkning på elektromagnetisk stråling.
6. Indvirkning på flora og fauna.
7. Indvirkning på naturoplevelse.
8. Påvirkning af lokaltrafik.

Emissioner til luft er en samlebetegnelse for alle de stoffer, der bliver ledt til luften ved forbrænding og fordampning, samt f.eks. støv og partikler, der bliver ført med vinden fra slid på veje og dæk samt jorderosion.

Emissioner til vand er en samlebetegnelse for alle de stoffer, der bliver ledt til overfladevand. Det gælder f.eks. kølevand fra kraftværker, udvaskning af næringsstoffer i jorden til vandløb o.s.v.

Emissioner til jord er den udledning til jorden, der senere kan føre til ned-sivning i grundvand og/eller ophobning i jorden. Det er f.eks. tungmetaller og næringssalte.

Udsendelse af lydsignaler sker ved svingninger i et medium. F.eks. kommer der lydbølger fra maskiner og vindmøllevinger.

Indvirkning på elektromagnetisk stråling er en samlebetegnelse for energisystemets indvirkning på lys-, radio-, radar- og radiobølger. Som eksempel kan nævnes refleksioner af lys og radiobølger fra vindmøllevinger.

Indvirkning på flora og fauna indbefatter optagelse af gifte i planter, dyr og mennesker og direkte skader på mennesker og dyr.

En etablering af f.eks. vindmøller, et kraftværk, en vej eller en energiskov vil

have *Indvirkning på naturoplevelsen*. Et åbent landskab med og uden f.eks. en vindmølle eller et kraftværk opleves således ikke ens.

Påvirkning af lokaltrafik er en samlebetegnelse for alle de påvirkninger, der har indflydelse på den lokale trafik. Det vil f.eks. sige tung trafik på vejene, der gør, at andre trafikanter bliver forsinkede, føler sig utrygge og derved undlader at gøre brug af vejen o.s.v.

Spredning

Spredningen beskriver de kanaler, som fra påvirkningen fører til en belastning af (muligvis fjerne) recipienter (miljømæssige enheder). Det kan ske på en eller flere af de følgende spredningsmåder:

1. Atmosfærisk.
2. Visuel.
3. Rekreationel.
4. Økonomisk.
5. Flydende.
6. Nedsivning.
7. Fysisk.
8. Psykisk.

Atmosfærisk spredning er en spredning, der foregår i luften og med vinden. Typiske eksempler er NO_x og SO_2 , der udsendes via skorsten og bevæger sig med vinden til et sted, hvor der sker en forurening.

Visuel spredning forekommer, når en bygning eller vindmølle ved sin blotte tilstedeværelse får indvirkning på det, man ser, når man færdes i naturen.

Rekreationel spredning opstår f.eks. ved tilstedeværelsen af en vindmølle i et naturområde, idet karakteren af landskabet vil blive ændret.

Økonomisk spredning foregår via prissætningen. Det er f.eks. tilfældet, når der ved prissætningen af en knap ressource ikke (eller kun i begrænset omfang) tages hensyn til en eventuel kommende mangelsituation.

Flydende spredning sker f.eks. i overfladevandet fra det sted, hvor forureningen sker til stedet, hvor den belaster miljøet.

Nedsivning sker fra overfladen til undergrunden og hermed grundvandet, hvor der sker en yderligere spredning med grundvandet.

Fysisk spredning kan f.eks. bestå i transport med lastbil, der slider på vejene. Påvirkning og belastning er ikke adskilt i rum.

Psykisk spredning indebærer f.eks. at folk undlader at gå eller cykle langs en vej, fordi den er befærdet med tung trafik; folk reagerer ikke alene, fordi vejen er usikker, men også fordi den *føles* usikker.

Belastning

Belastningen er de ændrede miljømæssige forhold, der skabes ved påvirkningen og fører til de endelige slutkonsekvenser. Disse ændrede forhold er f.eks. forurening af regnvand, global opvarmning p.g.a. drivhuseffekten, mindsket rekreativ værdi o.s.v.

Slutkonsekvens

Slutkonsekvensen er den effekt, de ændrede miljømæssige forhold har såvel direkte som indirekte på planter, dyr, mennesker, bygninger o.s.v. Dette er den vigtigste del af strukturtræet, da det er slutkonsekvenserne, der i sidste ende skal vurderes og værdisættes. Den øvrige del af PPSBS-træet skal kun opfattes som et hjælperedskab for at opnå så præcist et billede af de mulige slutkonsekvenser som muligt.

3.3 Kvantificering

De udvalgte påvirkninger ved hver proces kvantificeres i kapitel 5. Kvantificeringen af påvirkningerne, f.eks. emissioner for forbrænding tager udgangspunkt i de tekniske karakteristika for de enkelte teknologier. Teknologidata er ikke baseret på eksisterende, specifikke anlæg, men på typiske nye anlæg, der kunne etableres i dag. Generelt gælder for de beskrevne teknologier:

- At det er nye, marginale anlæg, der ikke forventes at have nogen væsentlig indflydelse på energisystemets drift.
- At anlæggene mindst overholder de eksisterende krav og regler på miljøområdet.
- At det er anlæg, som det er teknisk og økonomisk muligt at opføre i dag.

I nogle tilfælde kan det være vanskeligt - endog umuligt - at kvantificere visse påvirkninger. Dette gælder eksempelvis "Indvirkning på flora og fauna", hvorfor kvantificeringen i kapitel 5 er foretaget ved hjælp af "tilnærmede variable" (proxy-variable). En anden mulighed er en direkte monetarisering af enkelte påvirkninger.

3.4 Dose-response

Når påvirkningen er kvantificeret, er næste skridt at fastlægge, hvilke skader (slutkonsekvenser) den pågældende påvirkning medfører. Et udslip af CO_2 vil således påvirke den globale gennemsnitstemperatur (drivhuseffekt) og bl.a. medføre vandstigninger, der kan føre til tab af fastland. Dose-response funktioner søger at besvare spørgsmålet: Hvad medfører en stigning på én enhed CO_2 (dose) i form af tab af fastland (respons)?

Dose-response vurderinger inddrager en række usikre og vanskeligt kvantificerbare elementer, som

- Sammenhængen mellem størrelse af belastning og skade.
- Hvordan skaden fordeler sig i rum, tid og på grupper af skadelidte.
- Mulighederne for at forebygge skaden ved teknologiske eller planlægningsmæssige tiltag.
- Graden af irreversibilitet af skaden, samt
- Graden af usikkerhed ved disse faktorer.

Ved vurdering af f.eks. hvorledes SO_2 fører til sur regn og dermed til bl.a. døde og delvist ødelagte skovområder, er der en række samspillende elementer. Disse

elementer omfatter bl.a. de generelle klimatologiske forhold i området, jordbundens beskaffenhed, hvilken type skov det drejer sig om o.lign. Det kan derfor være vanskeligt at isolere effekten af den sure nedbør. Tilsvarende gør sig gældende ved andre dose-response vurderinger.

Vurderingen af skader forårsaget af drivhuseffekten kræver i særdeleshed en række forudsætninger. Som basis for vurderingerne er der opstillet et scenarie med fordobling af CO₂-indholdet i atmosfæren år 2045 (som medfører en gennemsnitlig global temperaturstigning på ca. 2,5°C). Dette svarer til en udledning af drivhusgasser på ca. 34 Gton/år (CO₂-ækvivalent). Skadesomfanget opgøres i år 2045, og den gennemsnitlige størrelse af skader over perioden beregnes under forudsætning af en lineær dose-response sammenhæng.

Dose-response sammenhænge er beskrevet i kapitel 6 og er hovedsageligt baseret på internationale analyser, der er søgt tilpasset danske forhold.

3.5 Monetarisering

Som nævnt er de eksternaliteter i forbindelse med energiproduktion, der behandles i det følgende, *udelukkende* miljømæssige eksternaliteter. D.v.s. at virkninger på f.eks. arbejdsløsheden, betalingsbalancen og statens indtjening ikke er medtaget. Det er endvidere kun de *eksterne* miljømæssige påvirkninger, der medtages. D.v.s. at f.eks. destruktion af brugt smøreolie, samt arbejdsmiljø ikke medtages. I begge disse tilfælde kan der argumenteres for, at omkostningen er internaliseret (omend måske ikke fuldstændigt). Fremgangsmåden kunne for den sags skyld godt anvendes for alle former for eksternaliteter, men ved kun at anvende den for de miljømæssige eksterne effekter opnås en begrænsning samt en vis forenkling. Desuden udgør de miljømæssige effekter en klart afgrænset del, ligesom omfanget er betydeligt.

Monetariseringen omfatter værdisætningen af slutkonsekvenser (skader). I visse tilfælde har monetariseringen dog taget direkte udgangspunkt i den kvantificerede påvirkning, eller endog i den identificerede, men ikke kvantificerede slutkonsekvens, da det ikke har været relevant eller muligt at bestemme de mellemliggende led.

Monetariseringen er behandlet i kapitel 7 og i vid udstrækning baseret på internationale referencer, justeret og suppleret med data for danske forhold.

3.6 Usikkerhed

Der er stor forskel på usikkerheden på de forskellige niveauer: kvantificering, dose-response og monetarisering. F.eks. vides det med stor sikkerhed, hvor meget CO₂, der emitteres ved forbrænding af naturgas eller kul, mens der er stor usikkerhed om mængden af fordampet N₂O fra dyrkning af energiskov. På samme måde er der forskelligartet usikkerhed i forbindelse med dose-response funktionerne og monetariseringen. På denne baggrund inddeles påvirkningerne, dose-response funktionerne og monetariseringen i tre usikkerhedsniveauer: A, B og C, med A som den mest sikre og C som den mest usikre. For at skelne mellem om der er tale om usikkerhed i kvantificeringen, dose-response funktionen eller monetariseringen, bruges fodtegnet 1 for kvantificering, 2 for dose-response og 3 for monetarisering. D.v.s. at f.eks. B₂ hentyder til at dose-response funktionen kan angives til usikkerhedsniveau B.

Usikkerhedsniveauerne af påvirkningerne defineres således ved en inddeling i tre niveauer, hvor:

A betyder, at bestemmelsen er rimelig sikker, og kan gøres med kendte, afprøvede metoder; niveauet omfatter et usikkerhedsinterval på $\pm 10\%$.

B betyder, at bestemmelsen er forbundet med stor usikkerhed; usikkerhedsintervallet er på $\pm 10-50\%$.

C betyder, at der er tale om svag funderet kvantificering, nærmest at betragte som et kvalificeret gæt, det tilknyttede usikkerhedsinterval er på over $\pm 50\%$.

I forbindelse med *monetarisering* af de fundne eksternaliteter er en yderligere opdeling naturlig. Det er valgt at foretage en opdeling i to grupper, som inddeles efter henholdsvis en metodemæssig kvalitet (økonomisk-teoretisk sikkerhed) og i en vurdering af allerede foreliggende datamateriale inden for området, d.v.s. hvilke empirisk undersøgelser der allerede foreligger. De to grupper kaldes henholdsvis:

- Metodisk kvalitet.
- Datakvalitet.

Grupperingen af eksternaliteterne i forhold til monetariseringen kan ud fra den valgte opdeling skematisk opstilles i en matrice, som vist i Tabel 3.1.

Tabel 3.1. Gruppering af metodisk- og datakvalitet i forhold til monetarisering af eksternaliteter.

Kvalitets-matrice:

Metodisk→ Data↓	A_3^M	B_3^M	C_3^M
A_3^D			
B_3^D			
C_3^D			

Gruppe Metodisk

Data

A_3 Velfunderet, alment accepteret
 B_3 Mellemtung
 C_3 Omdiskuteret, uklar, usikker

Omfattende, sikre
Mellemtung
Få, usikre

Kategoriene ABC omfatter altså grundlæggende samme forhold omkring de to forskellige kvalitetskriterier. Det vil typisk gælde, at flertallet af kombinationer vil være beliggende omkring diagonalen i matricen, som er svagt skraveret, d.v.s. med tendens mod enten $A_3^M A_3^D$, $B_3^M B_3^D$ og $C_3^M C_3^D$. Tøpgetnet anvendes til at angive, om der er tale om metode- eller datamæssig rubricering, fodteget 3 angiver, at der er tale om en monetær gruppering. Begrundelsen for dette er, at det typisk gælder, at kombinationen mellem metodisk og datamæssig velfunderet fremgangsmåde hænger sammen. Der er på den anden side adskillige eksempler på, at der findes andre kombinationer end diagonal-kombinationerne.

I Tabel 3.2 er vist, hvordan fremgangsmåden tænkes anvendt, de konkrete grupperinger er *rent* illustrative.

Tabel 3.2. Eksempel på den monetær gruppering af eksternaliteter.

Fysisk påvirkning	Fysisk slutkonsekvens	Grup- pering
SO ₂ → døde træer	→ mindsket indtjening fra skov ændring i skovens sammensætning mindsket rekreativ værdi	$A_3^M A_3^D$ $C_3^M C_3^D$ $B_3^M A_3^D$
ødelæggelse af bygninger	→ forøgede omkostning til vedligeholdelse nedbrydning af kunstværdier	$A_3^M C_3^D$ $B_3^M C_3^D$

Som det fremgår af Tabel 3.2, er der flere forskellige grupperinger forårsaget af samme stof (SO₂), idet skaderne er meget forskellige. Begrundelsen for, at mindsket indtjening fra skov grupperes som en $A_3^M A_3^D$ monetær eksternalitet, er, at den mindskede indtjening i metodisk-teoretisk sammenhæng let defineres til at være det tab, som kan henføres til SO₂ i kraft af forringet afkast fra skoven. Dette betyder, at den metodiske gruppe i dette tilfælde er A_3^M . I praksis findes der en række studier, der undersøger netop nedgangen i indtjening ved skovdrift, som følge af eksterne påvirkninger⁷. I praksis er det imidlertid vanskeligt at isolere effekten af SO₂. På den anden side er det, der er kernen i dette, effekten stammende fra *døde træer*. Der foreligger en del empirisk materiale om denne påvirkning af indtjeningen. Data-grupperingen er derfor A_3^D , måske med en svag tendens mod B_3^D .

Som det ovenfor er foretaget for døde træer, kan der tilsvarende argumenteres for de øvrige slutkonsekvenser.

Det giver sig selv, at rubriceringen af eksternaliteterne ikke er fuldkommen entydig. Alligevel er det skønnet, at metoden har flere fordele end ulemper. I det omfang, det overhovedet forsøges at opgøre miljømæssige eksternaliteter, er det uomgængeligt, at der må foretages nogle overvejelser om, hvor rimelig metode og datagrundlag er.

Den største fordel ved at anvende ABC-fremgangsmåden er, at der opnås en *klarhed* og *gennemsigtighed* i præmisserne for fremgangsmåden og dermed også de afsluttende konklusioner omkring eksternaliteterne. Enhver opgørelse er selvsagt behæftet med betydelig usikkerhed: selv hvis de leverede inddata til monetariseringen, f.eks. antal døde træer, ikke i sig selv var behæftet med usikkerhed, ville monetariseringen være usikker. Som det fremgår af Tabel 3.2, er der tale om en kæde, fra SO₂ til reduktionen i skovejerens indtjening. Hvert led i kæden er behæftet med usikkerhed.

3.7 Eksternaliteter som ikke inddrages i studiet

Ved opgørelse af eksternaliteter er følgende to eksterne effekter: arbejdsskader og ressourceudtømmning, ikke medtaget. Der er allerede tidligere i kapitel 2 kort redegjort for årsagen hertil. I det følgende gives en mere udførlig diskussion af, hvorfor arbejdsskader og ressourceudtømmning ikke er medtaget. Som allerede nævnt og diskuteret medtages der i denne rapport generelt kun *miljømæssige* eksternaliteter, d.v.s. at bl.a. eksternaliteter udgående fra produktionen af vindmøller i forhold til

7. Specielt er der i Sverige og Finland foretaget denne type undersøgelser, hvilket naturligvis skyldes skovens betydelige og økonomiske betydning for samfundet.

hele økonomien i kraft af ændringer i beskæftigelsen, produktionen, betalingsbalancen m.v. *ikke* er medtaget.

Arbejdsskader

I rapporten er det valgt *ikke* at medtage egentlige arbejdsskader – d.v.s. skader som opstår i forbindelse med et betalt arbejde – som en eksternalitet. Der er flere begrundelser for ikke at medtage arbejdsskader.

Et arbejdsforhold er en aftale mellem to parter, som stiller visse krav til hinanden med hensyn til løn, arbejdstid, arbejdsforhold, pension, forsikring m.v. Ud fra en teoretisk – neoklassisk økonomisk – vinkel må det antages, at arbejdstageren i forbindelse med overvejelser om at tage det pågældende arbejde – udover en række andre forhold – vurderer de risici, der måtte være forbundet med arbejdet. Derfor vil der i det krav, arbejderen stiller for at indgå i kontrakten, indgå arbejdsrisici. Arbejdsskaderne kan derfor – ud fra dette ræsonnement – siges at være internaliserede i kontraktforholdet. De forsikringsordninger og risikotillæg, der er tilknyttet et givet arbejde, kan derfor siges at afspejle de internaliserede eksternaliteter i forbindelse med arbejdsskader⁸. I Danmark er der i praksis kun en meget lille selvforsikring mod arbejdsskader, samtidig med at der er en betydelig kollektiv forsikring i kraft af det offentlige hospitalsvæsen, sociale system m.v. Denne offentlige sikring har både arbejdstagere og -givere finansieret via skatter. På grund af denne kollektive ordning vil der imidlertid ske en betydelig omfordeling mellem høj-risiko og lav-risiko virksomheder, da skattebetalingen ikke direkte er relateret til risikoen. Set under ét kan man sige, at arbejdsskaderne i Danmark er internaliserede.

En alvorlig kritik mod den neoklassiske teori er imidlertid, at denne teori i reglen ikke tager hensyn til den fordeling af ressourcer – i bredeste forstand – der er i samfundet.

Ressourceudtømning

Med ressourceudtømning forstås, at forbrug af udtømmelige ressourcer – d.v.s. goder der udtømmes i forbindelse med forbrug⁹ – ikke er "bæredygtigt". I denne forbindelse skal der med bæredygtig udvikling forstås, at nytten/capita over tid skal være ikke-aftagende. Denne definition er så generel, at det er svært at konkretisere definitionen. Ét af de fundamentale problemer er naturligvis, at nytten for fremtidige generationer ikke kan være kendt i dag, ligesom selve målingen af nytten i praksis ofte er umulig. I praktisk kan følgende regel derfor anvendes: det kapitalapparat, d.v.s. både naturlig og menneskeskabt kapital, der efterlades til efterfølgende generationer, må ikke være mindre end det, der blev modtaget. Én fordel ved denne definition er, at den udelader nytte-begrebet – det er indirekte indlejret ved at fremtidige generationer antages at have samme nytte af kapital-apparatet som den nuværende generation.

I denne forbindelse tænkes der især på råvarer som naturgas, kul, metal, land m.v. som ressourcer, der udtømmes. For alle disse ressourcer findes der vel-etablerede markeder. Dette betyder, at der er priser på alle disse ressourcer. Ét argument for at udelade ressourceudtømningen fra eksternalitetsbehandlingen er, at

8. Forskelle mellem forskellige landes og personers forsikring vil ud fra den neoklassiske økonomiske teori kunne forklares med forskelle i de enkeltes værdisætning af disse arbejdsskader.

9. Tidsaspektet er helt centralt i forbindelse med sondringen mellem udtømmelige og fornybare ressourcer. I praksis er der tale om udtømmelige ressourcer, hvis reproduktionstider er mere end 100-200 år.

udtømningen er indregnet i de priser, som fastsættes på markederne. Således kan det siges, at prisen på land bl.a. indeholder denne knaphed. Antagelsen vil naturligvis ikke være opfyldt i praksis, men markedspriserne vil i et vist omfang afspejle udtømningen: hvis mængden af olie – med det nuværende forbrug – f.eks. er udtømt om fem år, vil prisen på olie være højere, end hvis olien er udtømt i løbet af 200 år. Markedsprisen afspejler – omend forvrænget – den knaphed, der er på denne form for ressource, selv om der kun i beskedent omfang er taget hensyn til fremtidige generationer.

Desuden handler ressourceudtømning i forbindelse med vedvarende energi fremfor alt om optagelse af land, det være landbrugs- eller beboelsesjord. Da beslaglæggelsen af land i kraft af en vindmølle eller et biogasanlæg i sig selv er beskedent, er dette endnu en grund til ikke at medtage ressourceudtømning¹⁰.

Ønskes det at vurdere eksternaliteter i forbindelse med ressourceudtømning, er det nødvendigt at tage stilling til problemer som: Hvor meget er det tilbage af ressourcen? Hvor store er de teknologiske fremskridt? Hvor stor vil den fremtidige efterspørgsel være? Alle disse spørgsmål gør emnet ressourceudtømning både teknisk/teoretisk og politisk kompliceret.

10. I forhold til f.eks. større – ikke-marginale -- anlæg, f.eks. vindmølleparker, vil beslaglæggelsen af land i form af ressourceudtømning naturligvis have en større betydning. Under alle omstændigheder er land ikke en egentlig udtømmelig ressource, idet jorden altid kan bringes frem til at tjene det ønskede mål.

4 Identifikation af eksternaliteter

4.1 Case-studier

I dette kapitel identificeres eksternaliteterne i tilknytning til energiproduktionen følgende PPSBS-metoden (Proces-Påvirkning-Spredning-Belastning-Slutkonsekvens) som beskrevet i kapitel 3. Det væsentlige er således at få opstillet samtlige processer for produktionen samt opgøre hvilke påvirkninger, der fremkommer ved disse processer, og de slutkonsekvenser der heraf følger.

I projektet opstilles der to case-studier:

- Et vind-energi case, hvor vindmøller erstatter et konventionelt kulfyret kondensværk (eller et kraftvarmeværk, der kører på kondenslinien). Case'et omfatter således opgørelse af eksternaliteterne for såvel vindkraft som et kulfyret kondensværk.
- Et biomasse case, hvor et biomassebaseret kraftvarmeværk erstatter et decentralt naturgasfyret kraftvarmeanlæg. I dette case opgøres således eksternaliteterne for biomasseværket, inklusiv dyrkningen af biomasse, og eksternaliteterne for naturgasværket.

For at det er muligt direkte at sammenligne vind med kul, indføres der i vindcasen også en gasturbine som back-up teknologi i de perioder, hvor der er vindstille. I den efterfølgende kvantificering og monetarisering vil det således direkte være muligt at sammenligne vind med kul, og biomasse med naturgas. Yderligere sammenligning vil kun være muligt givet visse forudsætninger, som er nærmere defineret i kapitel 5.

I det følgende kapitel vil de eksterne miljøeffekter blive identificeret ved hjælp af strukturtræ som introduceret i kapitel 3.

Identificeringen af miljøeffekterne i forbindelse med hvert af de fire anlæg er gennemført ved opdeling i følgende livscyklus bestående af fire processer:

- Etablering af anlæg.
- Brændselscyklus.
- Drift og tilstedeværelse af anlæg.
- Skrotning.

Det er valgt, at etablering af anlægget bliver beskrevet først sådan, at man i princippet ser etableringen af anlægget som procesafhængigt af driften. Selve driftfasen indeholder udover det forbrug af materialer, der går til at vedligeholde anlægget, også overvejelser over tilstedeværelsen af anlægget. Derefter beskrives brændselscyklen fra produktion eller udvinding af energiressourcen til bortskaffelse af affaldsprodukter. Brændselscyklen dækker således den proces, hvormed energiressourcen bliver fremskaffet: kul fra kulminen, produktionen af biomasse og naturgas fra Nordsøen, indtil der af energiressourcen er produceret el og/eller varme. Skrotningen omfatter nedrivning af anlægget samt eventuel genanvendelse af materialer.

De grundlæggende forudsætninger for identifikationer er følgende:

- Alle anlæg er forudsat etableret på en gennemsnitlig placering i det danske landskab, som er typisk for den pågældende teknologi. Eventuelle fredede arealer, bygninger og monumenter af væsentlighed er således forudsat ikke at blive påvirket af anlæggets etablering.

- Anlægget placeres på en eksisterende brakmark eller tilsvarende (græsarealer o.lign.), og eksternaliteterne opgøres i forhold hertil.

I de følgende afsnit 4.2-4.5 gennemgås de identificerede eksternaliteter for de fire anlæg: vindmøller, kulfyret kondensværk, biomasse kraftvarmeværk og naturgasbaseret kraftvarmeværk. Såvel påvirkninger som slutkonsekvenserne diskuteres, og en første grovsortering foretages. De ikke-frasorterede påvirkninger går herefter videre til kvantificeringen i kapitel 5.

Da de mest omfattende slutkonsekvenser følger af de udledte emissioner, er analysen af disse samlet i afsnit 4.6, for ikke at gentage disse under hvert anlægsafsnit. Endelig er der i afsnit 4.7 lavet en opstilling af identificerede påvirkninger og slutkonsekvenser med angivelse af hvilke af disse, der videreføres i analysen til kvantificering og monetarisering.

4.2 Vindkraft

Miljøeffekterne i forbindelse med vindkraft vil i flere tilfælde være afhængig af typen af vindmølle, der bliver analyseret, d.v.s. for eksempel om det er én vindmølle, en klynge af 3-5 vindmøller, en vindmøllepark eller eventuelt en havplaceret vindmølle, der er tale om. Dette gør sig specielt gældende ved etablering og drift af vindmøllen. Eksempelvis vil en vindmølleklynge/park kræve større areal end en enkelt vindmølle og vil derfor forårsage større indvirkning på flora og fauna end en enkelt vindmølle. Dette kan i nogle tilfælde være afgørende for vurderingen, om hvorvidt en udpeget eksternalitet bør monetariseres eller ikke.

Ligeledes kan placeringen af vindmøllen have afgørende betydning for opførelsen af miljøeffekter. Eksempelvis kan støj fra vindmøllens vinger have minimal betydning, hvis vindmøllen er placeret tæt på andre støjklender, mens støj kan være en væsentlig eksternalitet, hvis vindmøllen er placeret på en mark.

I det følgende forudsættes en enkelt 500 kW vindmølle placeret på åbent land. Det er således eksternaliteterne i forbindelse med en enkelt vindmølle, der vil blive udpeget og vurderet. Men er der tilfælde, hvor en udpeget eksternalitet vurderes ikke at være relevant at monetarisere for en enkelt vindmølle, mens den for en vindmølleparks vedkommende absolut vil være relevant, vil det blive kommenteret.

For at vindkraft umiddelbart skal kunne sammenlignes med et kulfyret kondensværk, indføres der en gasturbine sammen med vindmøllen som back-up teknologi for vindmøllen i de tilfælde, hvor det er vindstille og vindmøllen ikke kan producere el. Systemet vindmølle/gasturbine vil således altid være i stand til at producere el, og kan derfor indgå på lige fod med det kulfyrede kondensværk.

Da gasturbinen indsættes som back-up teknologi og således kun vil være i drift i mindre perioder, vil der i det følgende ved udpegning af eksternaliteter i forbindelse med gasturbinen kun blive taget hensyn til de eksternaliteter, der findes ved konstruktion af gasturbinen.

4.2.1 Gennemgang af procestrin

Ved opførelsen af miljøeffekterne forårsaget af vindmøller skal følgende procestrin overvejes:

- Konstruktion og etablering af vindmølle.
- Tilstedeværelse af vindmølle.

- Drift og vedligeholdelse af vindmølle.
- Skrotning af vindmølle.

Ved konstruktion og etableringen af en vindmølle vil der forekomme miljøeffekter ved udvinding af materiale o.s.v. til vindmøllen, til støbning af fundamentet o.lign. Tilstedeværelsen af vindmøllen vil forårsage miljøeffekter, der specielt påvirker naturen, mens miljøeffekterne ved drift og vedligeholdelse af vindmøllen i det følgende vil blive behandlet under et. Skrotning af vindmøllen vil ligeledes forårsage miljøeffekter af forskellig karakter.

Arealforbruget af den jord, der afsættes til etablering af en vindmølle, hvor der i stedet kunne være dyrket afgrøder, vil i det følgende ikke blive behandlet som en miljøomkostning, idet der allerede er taget højde for denne omkostning ved beslutningen om etablering af vindmøllen.

Ud over de miljøeffekter, der er forbundet med vindmøllen, skal der også medtages de miljøeffekter, der findes i forbindelse med konstruktion af gasturbinen.

4.2.2 Påvirkninger ved hvert procestrin

Konstruktion og etablering af vindmølle

Ved konstruktionsfasen forekommer der miljøpåvirkninger som følge af produktion af de forskellige dele til vindmøllen. Til konstruktionsfasen forekommer der et energiforbrug, der afstedkommer forskellige miljøeffekter, hvoraf emissionerne antages at være de væsentligste. Det er derfor kun emissionerne, der er behandlet under konstruktionsfasen. Herudover kan der ved glasfiberproduktionen i forbindelse med vingerne afgives polysterendampe, som kan medføre hjerneskader, men da fremstillingen af vingerne i dag hovedsageligt sker maskinelt, tages dette ikke med i betragtningen.

Udsendelse af emissioner sker atmosfærisk. De væsentligste emissioner, der udsendes ved energiproduktionen, er CO₂, SO₂ og NO_x. Konsekvenserne ved disse emissioner er behandlet i afsnit 4.6.

Tilstedeværelse af vindmølle

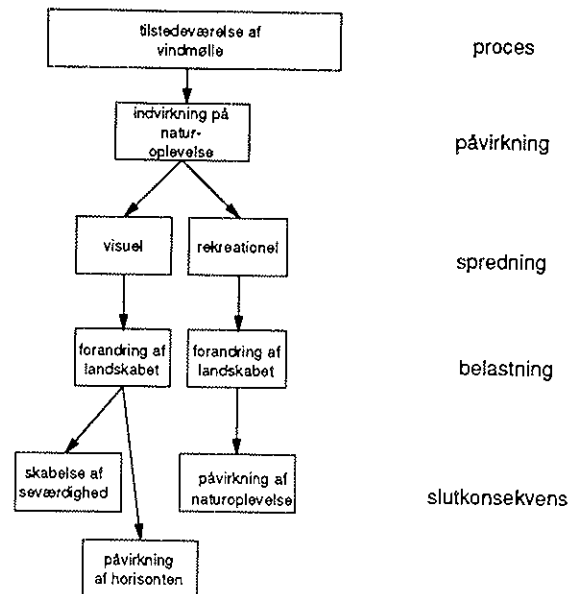
Ved etableringen af en vindmølle vil der forekomme påvirkninger som følge af, at vindmøllen bliver opstillet i naturen. Disse påvirkninger vil altid forekomme, når vindmøllen er opstillet, og kan således adskilles fra påvirkningerne ved drifts- og vedligeholdelsesfasen, som er forårsaget af at vingerne drejer rundt. Derudover vil der i selve etableringsfasen forekomme miljøpåvirkninger som eksempelvis støj og arbejdsskade. Da selve etableringsfasen forløber over en kort tidsperiode, vil der i det følgende blive set bort fra disse miljøpåvirkninger. Kun miljøpåvirkningerne som følge af, at vindmøllen bliver opstillet i naturen, vil blive behandlet. Tilstedeværelsen af en vindmølle vil have følgende påvirkning:

- Indvirkning på naturoplevelse.

Indvirkning på naturoplevelse sker både visuelt og rekreationelt. Den visuelle forandring af landskabet kan både have negativ og positiv effekt. Tilstedeværelsen af en vindmølle vil påvirke oplevelsen af horisonten, men for nogle personer kan tilstedeværelsen af en vindmølle opfattes som en seværdighed. Dette vil dog have større betydning, hvis der er tale om en vindmøllepark. Den rekreative forandring i naturen omfatter eksempelvis den naturoplevelse at gå i en græsmark

og høre fuglefløjt. En sådan naturoplevelse vil specielt blive ødelagt ved etablering af en vindmøllepark, men også en klynge af vindmøller eller endog en enkel vindmølle kan have betydning for naturoplevelsen.

Slutkonsekvenserne ved tilstedeværelsen af vindmøllen er vist i Figur 4.1.



Figur 4.1. PPSBS-træ for processen: Tilstedeværelse af vindmølle.

Drift og vedligeholdelse af vindmølle

Ved vurdering af miljøeffekterne i forbindelse med drift og vedligeholdelse vil der kun blive taget hensyn til de miljøeffekter, der sker tæt på vindmøllen. Transport i forbindelse med tilsyn af vindmøllen sker i større privatbiler og vurderes ikke som en eksternalitet, da det ikke medfører væsentlig transportforøgelse. Ved drift og vedligeholdelse af vindmøllen forekommer herefter følgende påvirkninger:

- Udsendelse af lydsignaler.
- Indvirkning på elektromagnetisk stråling.
- Indvirkning på flora og fauna.
- Udsendelse af emissioner til luft.

Udsendelse af lydsignaler sker atmosfærisk og vil forårsage en ændring af naturens eget lydsignal.

Indvirkning på elektromagnetisk stråling kan ske såvel visuelt som atmosfærisk. Den visuelle stråling sker som refleksioner, der generer, når man kigger ud over horisonten. Refleksionerne kan ligeledes genere beboere tæt på vindmøllen, idet der til tider sendes fluktuerende lyssignaler ind i husene som følge af skyggevirkninger fra vingerne. Den atmosfæriske stråling påvirker radio- og tv-signalerne og nedsætter således radio/tv-kvaliteten i de huse, der ligger tæt på vindmøllerne.

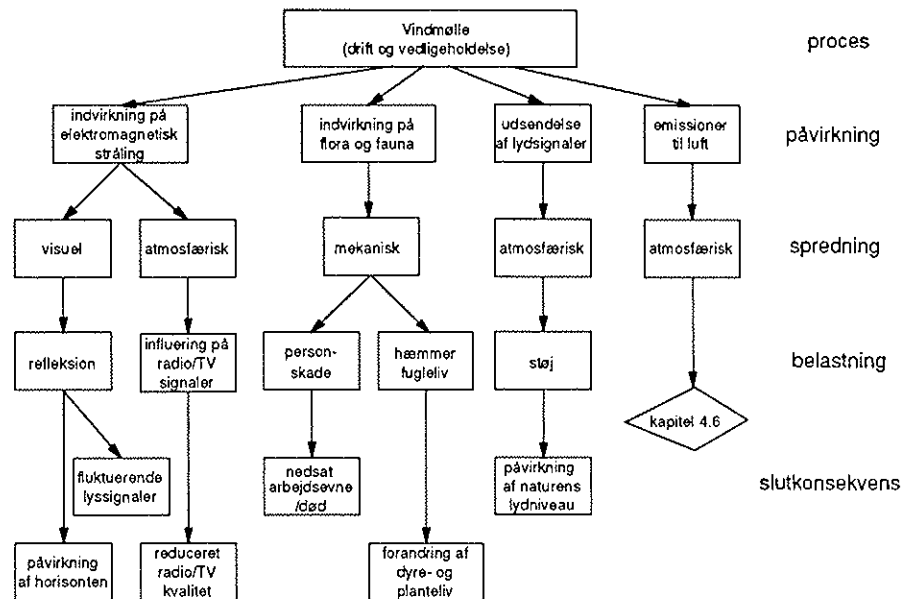
Indvirkning på flora og fauna sker mekanisk som følge af vingernes rotation. Påvirkningen kan forekomme, hvis en vinge falder af og rammer personer i området. Dette kan medføre nedsat arbejdsevne eller i værste tilfælde død.

Vingernes rotation kan også påvirke fuglelivet i nærheden af vindmøllen.

Udsendelse af emissioner til luften sker i forbindelse med driften af vindmøllen, ved udskiftning af forskellige komponenter. Produktion af disse komponenter vil medføre forskellige emissioner på lige fod med emissionerne ved konstruktion af vindmøllen.

Konsekvenserne ved disse emissioner er omtalt i afsnit 4.6.

Slutkonsekvenserne i forbindelse med drift og vedligeholdelse af vindmøllen er vist i Figur 4.2.



Figur 4.2. PPSBS-træ for processen drift og vedligeholdelse af vindmølle.

Skrotning af vindmølle

I forbindelse med skrotning af vindmøllen vil størstedelen af møllen, stål, kunne omsmeltes og genanvendes. Genanvendelse af stålet kan imidlertid medføre udledning af miljøskadelige stoffer i form af tungmetaller fra maling og zinkforbindelser fra det varmegalvaniserede stål, d.v.s. *emissioner til luft*. Konsekvenserne ved disse tungmetaller er omtalt i afsnit 4.6.

Der vil ikke være nogle miljøproblemer forbundet med deponeringen af betonen, mens afbrænding af glasfibervingerne vil udvikle sundhedsskadelige gasser.

Konstruktion af gasturbine

Ved konstruktion af gasturbinen opstår der miljøeffekter i forbindelse med udvinding og konstruktion af de materialer, der benyttes til gasturbinen. Påvirkninger forbundet med konstruktion af gasturbinen vil således være *emissioner til luft* i forbindelse med energiforbruget til materialer. Emissioner til luft behandles i afsnit 4.6.

4.2.3 Opstilling af PPSBS

Ved hjælp af PPSBS-træet er der udpeget de eksternaliteter, der er forbundet med de enkelte processer i forbindelse med vindkraft.

De eksternaliteter, der er udpeget i forbindelse med såvel konstruktion og etablering af vindmølle, tilstedeværelsen af en vindmølle, drift og vedligeholdelse af en vindmølle som skrotning af møllen, er følgende:

- Påvirkning af naturens lydniveau.
- Påvirkning af horisonten.
- Fluktuerende lyssignaler.
- Reduceret radio/TV-kvalitet.
- Nedsat arbejdsevne/død.
- Forandring af dyre- og planteliv.
- Skabelse af seværdighed.
- Påvirkning af naturoplevelse.
- Udledning af sundhedsskadelige stoffer.

Eksternaliteterne er således af forskellig art, idet nogle påvirker det generelle indtryk i naturen, mens andre eksternaliteter kun påvirker beboerne i nærheden af vindmøllen. Derudover er der en eksternalitet, der trækker i positiv retning, skabelsen af en seværdighed i form af en vindmølle.

4.2.4 Identifikation af eksternaliteter til monetarisering

De ovenstående udpegede eksternaliteter forbundet med en vindmølle kan være meget forskellige i væsentlighed, og de eksternaliteter, der kan vurderes at have ringe betydning i den samlede vurdering, vil derfor ikke blive monetariseret. I det følgende vil betydningen af hver eksternalitet blive vurderet, og de uvæsentlige eksternaliteter vil blive sorteret fra.

Påvirkning af naturens lydniveau

En vindmølle har umiddelbart to støjkloder: vingernes rotation og maskineriet.

Støjundersøgelser foretaget ved Nibemøllerne for vindhastigheder omkring 5-13 m/s viser, at i en afstand på 100-200 m er den mekaniske støj dominerende, mens den aerodynamiske støj fra vingerne er dominerende i større afstand. Ved 8 m/s var støjniveauet 58-67 dB(A) på 60 m afstand med højeste støjniveau på læsiden.

I Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 304 af 14. maj 1991 "Bekendtgørelse om støj fra vindmøller" er der fastlagt en støjgrænse i forbindelse med drift af vindmøller. Bekendtgørelsen udmelder, at støjbelastningen fra vindmøller ikke må overstige 45 dB(A) i umiddelbar tilknytning til nabobeboelser. I støjfølsomme områder, som eksempelvis sommerhusområder eller rekreative områder, må støjniveauet ikke være højere end 40 dB(A). Med offentliggørelsen af denne bekendtgørelse er det maksimale støjniveau hos den nærmeste nabo således fastlagt, men dette medfører imidlertid ikke, at naboerne ikke er generet af støjen.

Støjeffekten i forbindelse med en vindmølle er en reel miljøeffekt, der afstedkommer stor diskussion, og er derfor en eksternalitet, der vil blive søgt monetariseret.

Påvirkning af horisonten/skabelse af seværdighed

Den visuelle oplevelse af en vindmølle i naturen er præget af det enkelte individs opfattelse af en vindmølle og er således vanskelig at opgøre. For modstandere af vindkraft kan vindmøllen være et distraherende element, der ødelægger horisonten, mens tilhængere af vindkraft kan opleve vindmøllen som et smukt element i naturen, som det er værd at vise frem som en seværdighed. Dette vil specielt gælde vindmølleparker. Under alle omstændigheder er vindmøllen et nyt element, der skyder op i horisonten og påvirkning af horisonten/skabelse af seværdighed er derfor et element i forbindelse med vindmøllen, der bør tages hensyn til ved monetarisering. Væsentligheden af denne eksternalitet vil være større for vindmølleparker end for enkeltstående vindmøller.

Fluktuerende lyssignaler

Når solen skinner, vil der i nærheden af vindmøllen forekomme fluktuerende lyssignaler, idet vingerne vil danne skygger, der opfattes som blink i lyset. Dette kan genere de omkring vindmøllen liggende huse, afhængig af i hvor lang afstand fra vindmøllen husene er placeret.

Der er foretaget en analyse (Nielsen, 1993) af, hvor lang tid et bestemt punkt placeret i nærheden af en vindmølle vil blive ramt af lysskift på grund af skygge fra vindmøllens rotor. Der er regnet på den tid, hvor solen skinner, og der er ikke taget højde for den tid vindmøllen står stille på grund af for lille vindhastighed. Undersøgelsen viser, at i en afstand på 6 navhøjder (f.eks. 180 m) fra vindmøllen, hvilket er den af Danmarks Vindmølleforening anbefalede mindsteafstand til beboelse, vil vingernes skygge de fleste steder passere dagligt i to perioder på ca. 5 uger. En passage kan tage fra nogle få minutter til højst 36 minutter.

Gennemsnitligt vil vindmøllen ifølge analysen udsende fluktuerende lyssignaler til et bestemt punkt (eksempelvis et vindue) i omkring 7 timer pr. år, svarende til 0,16% af årets timer med dagslys. D.v.s. en person vil blive generet af disse lyssignaler på et bestemt sted i sin stue 7 timer om året. På basis af dette vurderes fluktuerende lyssignaler at være en eksternalitet, der ved monetariseringen kan ses bort fra.

Reduceret radio/tv-kvalitet

Når en vindmølles vinger roterer, fremkommer der refleksioner, der kan nedsætte radio- og tv-kvaliteten i den omkringliggende beboelse. Hvor stort et beboelsesområde, der vil blive påvirket, er afhængigt af vingernes materiale, idet en vindmølle med stålblade påvirker et større område end en vindmølle med glasfibervinger. Det areal, der vil blive påvirket, vil ligge i området 0,5-7,5 km afhængig af vingematerialet.

Da de fleste møller i dag er med glasfibervinger, er det et mindre beboelsesområde, der vil blive generet af vindmøllen med hensyn til forringet radio/tv-kvalitet. Problemet kan elimineres ved at flytte modtagerantennen eller, hvis det er muligt, ved at anskaffe kabel-tv. En reduceret radio/tv-kvalitet vil på basis af dette ikke blive behandlet ved monetariseringen.

Nedsat arbejdsevne/død

Der kan forekomme forskellige ulykker ved driften af en vindmølle, der kan forårsage nedsat arbejdsevne på grund af invaliditet eller i værste fald død. De ulykker, der kan opstå, kan være: at vindmøllen vælter, at turbinen eller en del af den løsnes og falder af, eller at der på vingerne dannes is, der ved rotation bliver

slynget af. Dette kan ramme personer, der befinder sig i omegnen af vindmøllen.

Beregninger har vist, at vinger eller vingedele kan flyve 200-450 m væk fra vindmøllen ved en spidshastighed på 100 m/s (Statens Energiverk, 1985). Risikoen for at en person, der opholder sig indenfor denne afstand til vindmøllen, vil blive ramt af vingen, hvis der sker et havari, vil være 10^{-8} per driftsår. Dette fremkommer som en sammenvejning af risikoen for, at en vinge falder af, og risikoen for at en person vil blive ramt af en genstand indenfor 200 meters afstand. Risikoen for at en vinge falder af er 10^{-5} indenfor en periode på 30 år (Bostadsdepartementet, 1988). Risikoen vokser derfor ikke lineært ved opstilling af mange vindmøller placeret i vindmølleparker, idet risikoen for at blive ramt af en genstand stort set er den samme, uanset om der er én eller 20 vindmøller opstillet indenfor et areal. Til sammenligning kan nævnes risikoen for at blive ramt af et lynnedslag, der er ca. 10^{-7} pr. år.

Risikoen for iskast fra vingerne er begrænset til dage med vejrforhold, hvor der kan dannes is på turbinen, ca. 4 døgn pr. år. Turbinen er derudover udrustet med isdetektorer, der vil stoppe turbinen, hvis der dannes is.

På baggrund af ovenstående vurderes nedsat arbejdsevne/død at være en eksternalitet, der kan ses bort fra ved monetariseringen.

Forandring af dyre- og planteliv

Dyre- og plantelivet kan forandres ved etablering og drift af en vindmølle, idet vindmøllen er et fremmedelement, der tilføjes naturen. Den væsentligste gene for dyre- og plantelivet er fuglekollisioner med vindmøllen.

Der er i Holland foretaget en undersøgelse af fuglelivet omkring enkeltstående vindmøller på 50-300 kW. Der er tilsvarende i Danmark foretaget en undersøgelse af fuglelivet omkring vindmølleparker bestående af 2-35 vindmøller på 55-99 kW (Fenger & Laut, u.å.). Begge undersøgelser har vist, at lokale fugle vænner sig til vindmøllerne, mens dagtrækkende fugle i nogen grad søger uden om områder med vindmøller. En sådan kortvarig ændring af fugleruten har sandsynligvis ringe betydning for fuglene. Kollisionsrisikoen for dagtrækkende fugle er ubetydelig, mens situationen for nattrækkende fugle er uafklaret. I den danske undersøgelse er der fundet 2 fugle, der formodes at være kollisionsdræbte (der er registreret 1.939 forbiflyvende fugle/flokke inden for en afstand på 150 m fra møllerne). Vindmøller synes således i øjeblikket at udgøre en væsentlig mindre risiko for nattrækkende fugle end f.eks. radiomaster. Rovfugle kan dog være udsatte, hvis der placeres vindmøller i områder, hvor de trækker i stort tal.

Risikoen for fuglekollisioner med vindmøller er også undersøgt ved Lunds Universitet (Statens Energiverk, 1985). Af natflyvende fugle flyver ca. 15% under 150 meters højde, fugletræk flyver ikke under 30 m. Fugletræk sker som regel i tusmørke, hvor vindmøllevingerne kan ses af fuglene. Sammenfattende påviser undersøgelserne, at fuglekollision og andre påvirkninger af fuglelivet forårsaget af vindmøllen i op til 150 m højde er meget ringe. Dette gælder for såvel enkeltstående vindmøller som vindmølleparker. Der kan dog være specielle forhold, der gør sig gældende, eksempelvis ved placering af vindmøller på højtliggende områder, hvor der kan være større risiko for fuglekollision.

På basis af dette vil forandring af dyre- og planteliv ikke blive medtaget ved monetariseringen.

Påvirkning af naturoplevelse

Den rekreative oplevelse af naturen vil kun mindskes i ringe grad udenfor det afsatte areal til vindmøllen, og påvirkning af naturoplevelsen vil derfor blive anset for så ringe, at der bliver set bort fra denne ved monetariseringen.

Udledning af sundhedsskadelige stoffer

Vindmøllevingerne består af glasfiber lavet af polyester. Når vindmøllen skrottes, afbrændes polyestern, hvorved der kan fremkomme en udledning af sundhedsskadelige stoffer. Mængden og arten af sundhedsskadelige stoffer, der udledes, vil blive søgt kvantificeret.

4.3 Kondensværk fyret med kul

4.3.1 Gennemgang af procestrin

Ved opgørelsen af miljøeffekterne i forbindelse med et kulfyret kondensværk skal følgende faser behandles:

- Anlægsfase.
- Brændselscyklus.
- Tilstedeværelse og drift af værk.
- Skrotning.

Anlægsfasen behandles således, at den indeholder de miljøeffekter, der opstår som følge af udvinding af de forskellige materialer til anlægget. Anlægsfasen omhandler anlæg af værk. Der vil specielt være tale om emissioner i forbindelse med energiforbruget.

Brændselscyklen kan opdeles i en række mindre procestrin vist i Figur 4.4. Ved hver af disse procestrin opstår der forskellige miljøeffekter, der skal tages stilling til. Specielt for brændselscyklen er, at nogle af miljøeffekterne opstår uden for Danmark, som for eksempel ved minedriften. Miljøeffekterne ved brændselscyklen er således ikke lokalt tilknyttet det kulfyrede anlæg, men påvirker et større globalt område.

Det kulfyrede værk antages at blive opført på en tidligere mark beliggende ved kysten. Selve tilstedeværelsen af værket vil således medføre en del påvirkninger af det tidligere naturområde. Ligeledes vil den daglige drift af anlægget have miljømæssige konsekvenser for området. Miljøeffekterne ved tilstedeværelsen af værket og driften af værket kan i flere tilfælde være vanskelige at skelne fra hinanden og vil derfor blive behandlet under et.

I forbindelse med skrotningsfasen vil der opstå nogle miljøeffekter ved skrotningen af selve det kulfyrede anlæg.

4.3.2 Påvirkninger ved hvert procestrin

Anlægsfase

Anlægsfasen indeholder fremstilling af det kulfyrede værk og de dertil hørende bygninger og anlæg. De miljøeffekter, der fremkommer i forbindelse med anlægsfasen, kan hovedsageligt henføres til produktionen af de forskellige materialer til anlæg af værket.

Det kulfyrede værk med tilhørende bygninger og anlæg kan inddeles i forskellige komponenter:

- Elproducerende teknologier: kulmøller, kedel, turbine, generator, pumper.

- Elektrofilter.
- Afsvovlingsanlæg.
- Skorsten.
- Bygninger.

Materialeforbruget til fremstilling af disse komponenter vil hovedsageligt være stål, aluminium, beton, mursten og mineraluld.

De nævnte materialer produceres og bearbejdes for størstepartens vedkommende på basis af el, flydende brændsler og naturgas. De miljømæssige påvirkninger i forbindelse med fremstillingen af materialerne vil derfor hovedsageligt være:

- Emissioner til luft.

Påvirkningerne er behandlet i afsnit 4.6.

Mineraluldisolering er lavet af sten og sand, kalk, soda og glaubersalt. De påvirkninger, der forekommer ved fremstillingen og opsætning af mineraluldisolering, er som følger:

- Emissioner til luft.
- Emissioner til jord.

Under fremstillingen af mineraluld vil der fremkomme *emissioner til luften* af phenol, formaldehyd, ammoniak, svovl og tungmetaller. Emissionerne kan bl.a. medføre lugtgener, åndenød samt irritation af luftveje. Derudover vil emissionen af tungmetaller medføre helbredsskader på mennesket, som angivet i afsnit 4.6 (nyreskader, knogleskørhed, cancer, blodmangel, hjerneskade samt påvirkning af nervesystemet).

Ved fremstillingen af stenuld tilsættes et phenolholdigt bindemiddel. Der kan herved forekomme *emissioner til jord*, idet der ved deponering af uhardt mineraluld kan ske udsivning af bindemidlet. Dette medfører, at phenol, der er stærkt ætsende, siver ud i grundvandet og således forurener drikkevandet.

Konsekvenserne ved anlægsfasen fremgår af Figur 4.3.

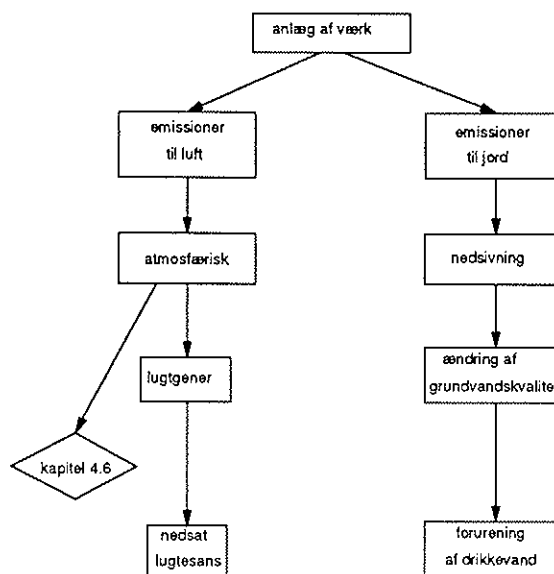
Brændselscyklus

Brændselscyklen består af følgende elementer: udvinding af kul til værket, her behandlet under *minedrift*, *lokaltransport* af kul fra minen til havn og lastning i havnen, den *internationale transport* via skib til Danmark, *losning* af kul samt *lagring* af kul ved værket samt endelig selve energiproduktionen, d.v.s. *forbrænding* af kul. Faserne er vist i Figur 4.4.

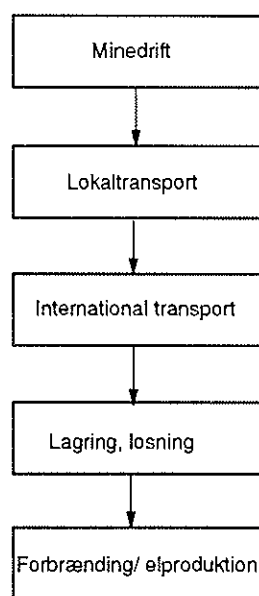
Minedrift

Kulminen antages at være etableret i et naturområde, hvor der tidligere lå en udyrket mark. De påvirkninger, der vil være som følge af minen og driften af den, skal derfor ses i forhold til et stykke udyrket natur. Ved tilstedeværelsen af minen og selve minedriften i forbindelse med udvinding af kul til værket, vil der herved være følgende påvirkninger:

- Emissioner til luft.
- Udsendelse af lydsignaler.
- Indvirkning på flora og fauna.



Figur 4.3. PPSBS-træ for anlægsfasen.



Figur 4.4. Procestrin for brændselscyklen.

- Indvirkning på naturoplevelse.
- Indvirkning på trafikforhold.

Udsendelse af emissioner til luft ved minedriften sker hovedsageligt i form af metan, CH_4 . Ved selve forkulningsprocessen dannes der stigende mængder CH_4 , som ophobes i selve kullagene og i de omliggende lag. Ved kulbrydningen frigøres det meste CH_4 og sendes ud i atmosfæren. Metan er en drivhusgas, der bl.a. kan forårsage en global temperaturstigning. Drivhusgasserne er behandlet for sig i afsnit 4.6. Derudover vil der ved brydningen dannes CO og CO_2 , ligeledes behandlet i afsnit 4.6. Ligeledes vil der forekomme en udsendelse af emissioner i

forbindelse med energiforbruget til udvinding af kul. Energiforbruget vil hovedsageligt være el, naturgas og flydende brændsler og de dertil knyttede emissioner vil primært være SO_2 , NO_x og CO_2 .

Ved minedriften vil der være en kraftig *udsendelse af lydsignaler*. Udsendelsen af lydsignaler sker mekanisk, idet det hovedsageligt er maskiner, der forårsager lydsignalerne. Udsendelsen af lydsignaler vil forårsage en ændring i naturens eget lydsignal, der vil blive præget af maskinalarm.

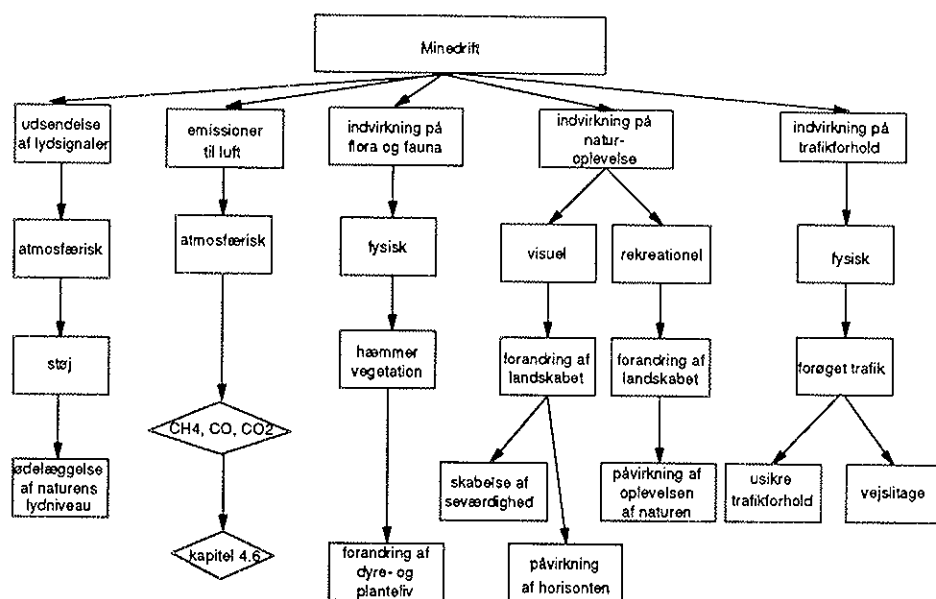
Indvirkning på flora og fauna er afhængig af minens beliggenhed. Ligger minen under jorden, vil der ikke være nogen væsentlig indvirkning på flora og fauna, idet den overliggende jord stadig kan bevares som tidligere. Er minen derimod overjordisk, vil jorden ikke kunne udnyttes i samme grad som tidligere. I begge tilfælde vil driften af minen forandre dyrelivet, idet transport og støj i forbindelse med minedriften vil medføre, at mange af dyrene forsvinder fra området.

Indvirkning på naturoplevelse er ligeledes afhængig af, om minen er overjordisk eller underjordisk. En overjordisk mine vil medføre såvel en visuel som en rekreationel påvirkning af naturen, idet tilstedeværelsen af minen vil påvirke horisonten og ligeledes påvirke oplevelsen af at gå i den fri natur. En underjordisk mine vil derimod kun påvirke den rekreationelle oplevelse af naturen som følge af en øget transport til et område. I begge tilfælde kan der dog samtidig være tale om skabelsen af en seværdighed, idet kulminen kan betragtes som en attraktion.

Driften af kulminen vil have en *indvirkning på trafikforholdene* i området, idet der i forbindelse med driften vil være en forøget trafik til et område, der tidligere lå stille hen. Den forøgede trafik vil medføre, at de eksisterende veje bliver mere usikre at færdes på, samt at vejene hurtigere nedslides.

De ovenfor nævnte påvirkninger er alle lokale påvirkninger tilknyttet minen beliggende uden for Danmark pånær udsendelsen af metan, der vil have en global påvirkning.

PPSBS-træet for minedriften fremgår af Figur 4.5.



Figur 4.5. PPSBS-træ for minedrift.

Lokaltransport af kul

Den lokale transport er den transport, der forventes at være af kul fra minen til den tættest beliggende havn. Transporten af kul antages at foregå som banetransport. Kullene transporteres til havnen og lastes her ombord på skibet. Dette indregnes også under lokaltransporten. Det antages, at der allerede eksisterer banetransport, men at der som følge af transporten af kul skal indsættes flere tog på strækningen. I forbindelse med lokaltransporten vil der derfor være følgende påvirkninger:

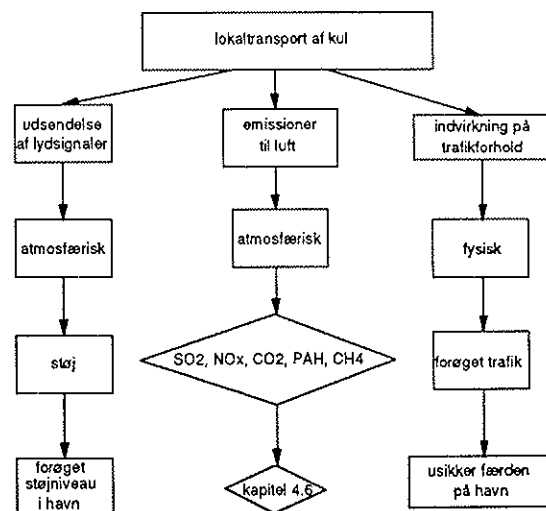
- Emissioner til luft.
- Udsendelse af lydsignaler.
- Indvirkning på trafikforhold.

En regelmæssig transport af kul vil som nævnt medføre, at der indsættes flere tog på en strækning mellem kulminen og havnen. Som følge af dette vil der udsendes en større mængde *emissioner til luften*. Emissionerne er tilknyttet et øget dieselforbrug og vil være emissioner af SO_2 , NO_x , CO_2 og PAH, jvf. afsnit 4.6. Derudover vil der fra kullene være emission af CH_4 .

Der vil ved transporten og specielt ved lastningen af kul være en forøget *udsendelse af lydsignaler*. Da jernbanetransporten antages at eksistere, selvom der ikke transporteres kul, vil støjniveauet allerede være højt, og selve transporten af kul vil kun medføre en mindre forøgelse af støjniveauet. Naturens lydsignaler ødelægges således ikke af lokaltransporten af kul, idet støj fra jernbanetransporten allerede eksisterer. Lastningen af kul i havnen vil imidlertid medføre en stærk forøgelse af støjniveauet i havnen.

Indvirkningen på trafikforhold vil være minimal, idet jernbanetransporten, som tidligere nævnt, antages at eksistere. Der vil dog være en øget aktivitet på havnepladsen som følge af lastningen af kul, og dette vil medføre en usikker færden på havnen.

Påvirkninger og konsekvenser ved lokaltransport af kul er vist i Figur 4.6.



Figur 4.6. PPSBS-træ for lokaltransport af kul.

International transport af kul

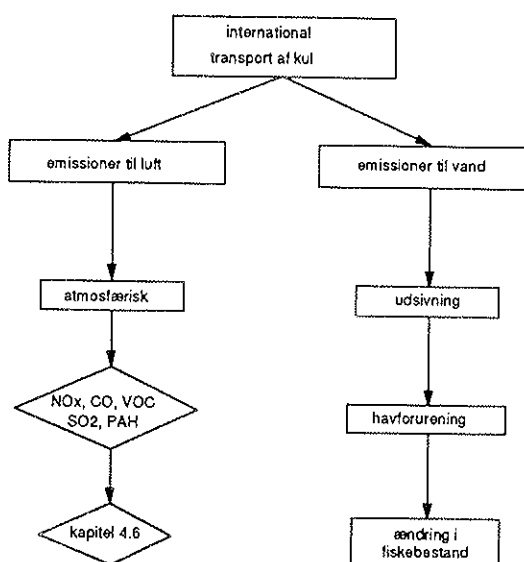
Den internationale transport af kul foregår med fragtskibe. Transporten vil foregå på verdenshave, hvor der foregår en del skibstransport i forvejen, og den internationale transport tillægges derfor ikke nogle visuelle påvirkninger. Ligeledes antages dyrelivet i havet ikke at ændres som følge af en øget skibstransport. I forbindelse med den internationale skibstransport af kul vil der derfor være følgende påvirkninger:

- Emissioner til luft.
- Emissioner til vand.

Skibene vil udsende *emissioner til luft* i en størrelsesorden afhængig af olieforbruget pr. sømil. De emissioner, der vil forekomme, vil være NO_x, CO, VOC, CO₂, SO₂ og PAH. Fra kullene vil der derudover være en emission af CH₄. Konsekvenserne ved disse emissioner er behandlet i afsnit 4.6.

Der vil i forbindelse med skibstransporten forekomme *emissioner til vand* i form af olieudslip fra skibene til havet. Dette medfører en forurening af havet og en deraf følgende ændring i fiskebestanden.

Slutkonsekvenserne fremgår af Figur 4.7.



Figur 4.7. PPSBS-træ for international transport af kul.

Lagring, losning

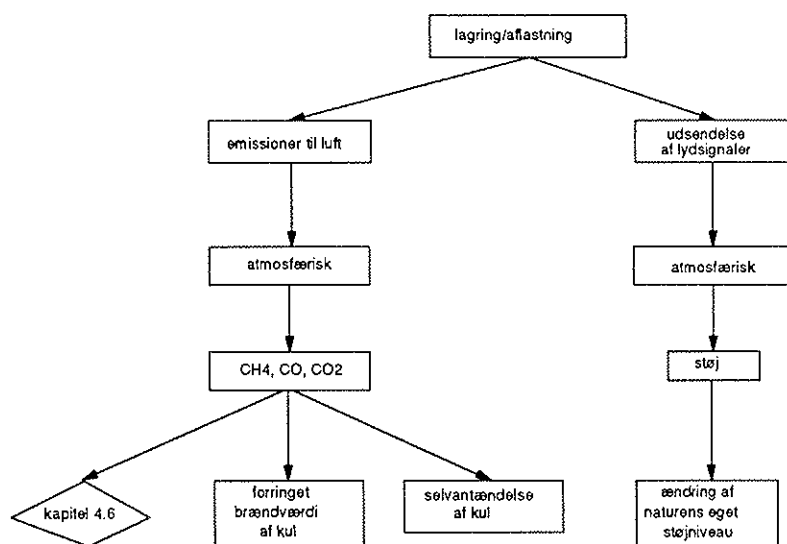
Det kulfyrede kondensværk antages at være beliggende direkte ved havnepladsen. Skibet vil således ankomme direkte til havnen tilknyttet det kulfyrede værk, hvorefter kullene læsses af skibet og lagres på havnepladsen. De visuelle effekter ved tilstedeværelsen af kullageret behandles ikke her, men under tilstedeværelsen af anlægget, idet de visuelle effekter må betragtes som en helhed. Der vil derfor være følgende påvirkninger i forbindelse med losningen af kul og lagring af kullene på havnepladsen:

- Emissioner til luft.
- Udsendelse af lydsignaler.

Ved losning og specielt ved lagringen af kullene vil der forekomme *emissioner til luften*. Ved lagringen af kullene vil der ske en afgang af CH_4 samt en langsom naturlig oxidation, hvilket vil medføre, at kullene mister lidt af deres oprindelige brændværdi. Derudover vil der ved tilførsel af luftens ilt til kullene kunne forekomme en selvantændelse af kullene, hvis den udviklede varme ved oxidationsprocessen ikke kan slippe væk. De emissioner, der vil forekomme, er således CH_4 , CO og CO_2 , der alle er drivhusgasser. Konsekvenserne ved disse drivhusgasser behandles i afsnit 4.6.

Der vil i forbindelse med kullagringen ikke være nogle emissioner til jorden. Eventuelt kan der være en mindre diffusion af kulstøv til overfladiske jordlag, men dette antages ikke have nogen betydning for jordkvaliteten.

Ved losningen af kullene vil der udsendes lydsignaler, hvorved naturens eget lydniveau bliver ændret. De samlede konsekvenser er vist i Figur 4.8.



Figur 4.8. PPSBS-træ for lagring/afstning af kul.

Forbrænding/elproduktion

Det kulfyrede værk er et kondensværk, der udelukkende producerer el. Værket er forsynet med de- NO_x brænder, hvorved udsendelsen af NO_x reduceres omkring 70%. Værket er også udstyret med et røgrensningsanlæg, der renser røgen for 99% af aske- og svævestøvspartiklerne. Den udskilte aske anvendes i cement- og betonindustrien. Derudover er anlægget forsynet med et afsvovlingsanlæg, der fjerner 85% af røgens SO_2 . Ved denne proces vaskes røgen med kalk opløst i vand, hvorved der dannes rågips, der sidenhen kan sælges til gipspladeindustrien.

Under fasen *forbrænding/elproduktion* medtages de påvirkninger, der direkte har tilknytning til forbrændingen af kul til elproduktion og de dertil hørende processer. Andre påvirkninger ved driften medtages under *tilstedeværelse og drift af anlæg*. De påvirkninger, der vil forekomme i forbindelse med elproduktionen, er følgende:

- Emissioner til luft.
- Emissioner til jord.
- Emissioner til vand.
- Udsendelse af lydsignaler.
- Indvirkning på naturoplevelse.
- Indvirkning på flora og fauna.

Ved forbrændingen af kul vil der forekomme en række *emissioner til luften*. Mængden af disse emissioner kan mindskes ved installation af diverse rensningsforanstaltninger som nævnt ovenfor, men emissionerne vil stadig være til stede i en mindre udstrækning. De emissioner, der vil være ved forbrændingen af kul, er følgende: CO_2 , SO_2 , NO_x , CH_4 , NMVOC, CO og N_2O . Derudover vil der være en mindre mængde sporstoffer fra kullene, der sendes ud med røgen. De sporstoffer, der er tale om, er følgende: arsen, bor, kadmium, krom, kviksølv, nikkel, bly og selen. Endelig vil der være en mindre mængde støv, der tilsammen med sporstofferne udgør partikler. Alle de nævnte emissioner er behandlet i afsnit 4.6.

Ved forbrændingen vil der dannes en del flyveaske og slagge, der kan anvendes til cementfremstilling og belægninger af stier, vejunderlag o.lign. Flyveasken deponeres derfor til senere anvendelse. Ved deponeringen kan der forekomme *emissioner til jord*, idet der fra lageret vil ske udsivning af forskellige stoffer til jorden. Dette vil således medføre jord- og grundvandsforurening, idet den partikelbundne del af skadelige stoffer er opkoncentreret i asken.

I forbindelse med forbrændingsprocessen bliver kondensatoren kølet med havvand. Der opstår derved *emissioner til vand*, idet kølingen med havvand medfører en opvarmning af havvandet og en deraf følgende ændring af faunaen i havet. Derudover vil der i forbindelse med afsvovlingsanlægget fremkomme spildevand, når anlægget udnyttes til gipsproduktion.

Ved elproduktionsprocessen vil der ske en mekanisk *udsendelse af lydsignaler*, idet lydsignalerne fremkommer ved drift af kulmøller, pumper o.lign. Dette vil sammen med den øvrige drift af anlægget medføre en ændring i naturens eget lydsignal.

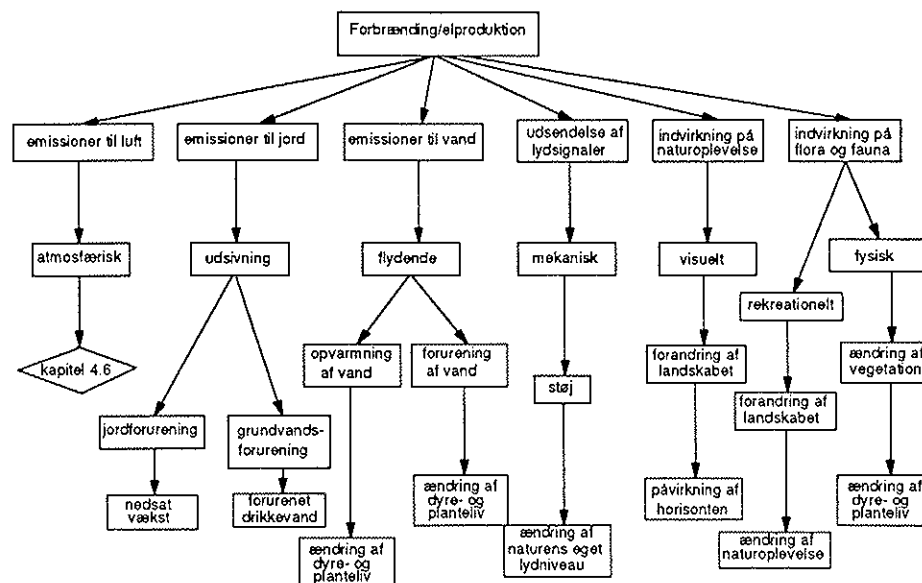
Forbrændingsprocessen vil også have en *indvirkning på naturoplevelsen*, idet der ved forbrændingsprocessen udsendes røg fra skorstenen. Indvirkningen på naturoplevelsen sker således visuelt, idet røg, der stiger op fra skorstenen, vil ødelægge synet over horisonten.

Derudover vil der til afsvovlingen af røggassen indgå store mængder af kalk. Brydningen af denne mængde kalk kan medføre store ødelæggelser af naturområder og således have *indvirkning på flora og fauna*. Spredningen er såvel fysisk som rekreationel. Fysisk betyder udgravningen af kalk, at dyre- og plantelivet forandres. Derudover betyder kalkbruddene en ændring af oplevelsen af at gå i naturen.

PPSBS-træet for forbrændingen af kul og elproduktionsprocessen er vist i Figur 4.9.

Tilstedeværelse og drift af værk

Kraftværket antages etableret på en græsmark tæt på kysten, således at der er mulighed for etablering af en havn tilknyttet værket. Tilstedeværelsen og driften af kraftværket og de dertil hørende anlæg vil i forhold til referencesituationen have følgende påvirkninger:



Figur 4.9. PPSBS-træ for forbrænding/elektrisk produktion.

- Emissioner til luft.
- Udsendelse af lydsignaler.
- Indvirkning på flora og fauna.
- Indvirkning på naturoplevelse.
- Indvirkning på trafikforhold.

Under driften henføres transport til kraftværket.

Tilstedeværelsen af store kulbunker i tilknytning til værket vil medføre *emissioner til luften*, idet der fra kulbunkerne vil forekomme støv, der virker irriterende på luftvejene.

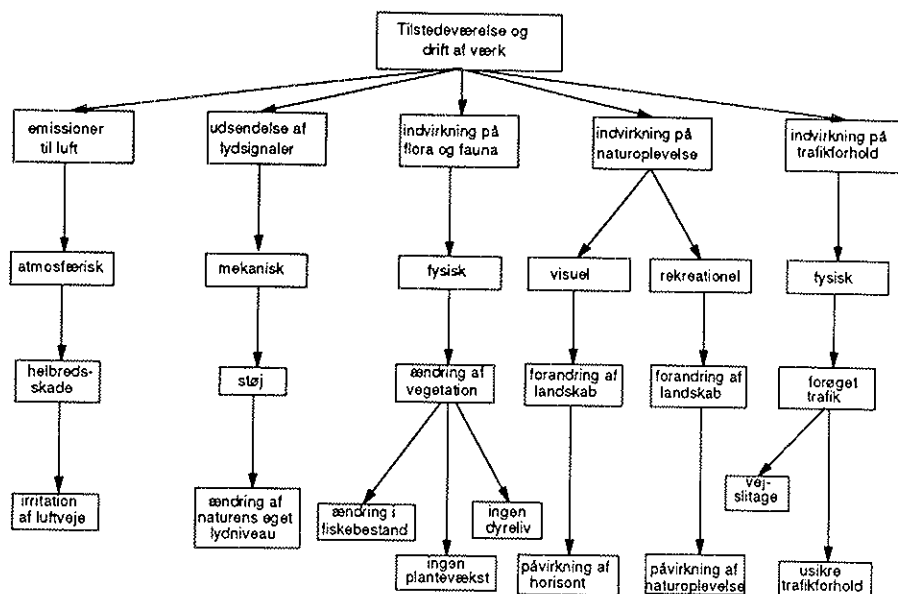
I forbindelse med driften af værket, herunder transport til værket, vil der ske en *udsendelse af lydsignaler*. Udsendelsen af lydsignaler sker mekanisk. Eksempelvis vil kulbunkerne blive sammentrykket med bulldozere for at undgå selvantændelse, hvilket vil medføre støj og en ændring af naturens eget lydniveau.

Tilstedeværelsen af værket og de omkringliggende anlæg (havn, bygninger, kulbunker o.lign.) vil have en *indvirkning på flora og fauna*, idet både vegetationen og dyrelivet vil blive ændret i forhold til en græsmark. Såvel vegetation som dyreliv må antages at forsvinde på det pågældende område, og omegnen omkring værket vil også blive påvirket. Tilstedeværelsen af værket med tilhørende havn vil bevirke en forøget trafik på havet, og en følgende ændring i fiskebestanden.

Der vil ligeledes som følge af værkets tilstedeværelse være en *indvirkning på naturoplevelsen* af området af såvel visuel som rekreationel karakter. Visuelt vil værkets tilstedeværelse ødelægge udsynet over horisonten, hvilket specielt kan have betydning i et kystområde. Rekreationelt vil oplevelsen af at vandre på et frit område ved kysten blive ødelagt ved tilstedeværelsen af det kulfyrede værk.

Trafikforholdene i området vil også blive påvirket af værkets tilstedeværelse, idet der vil være en forøget trafik i området. Dette vil medføre øget slitage på vejene og usikre trafikforhold.

Slutkonsekvenserne i forbindelse med tilstedeværelsen og driften af det kulfyrede værk er vist i Figur 4.10.



Figur 4.10. PPSBS-træ for tilstedeværelsen og driften af et kulfyret værk.

Skrotning

Ved afviklingen af kraftværket kan en stor del af materialet genanvendes. Stål og aluminium vil som oftest blive genanvendt, mens bygningsmaterialer som beton, cement o.lign. vil blive deponeret. Ved deponeringen kan der forekomme *emissioner til jord*, idet der fra lageret vil ske udsivning af de forskellige stoffer til jorden. Dette vil medføre jord- og grundvandsforurening.

Der opstilles ikke noget PPSBS-træ for skrotningsprocessen.

4.3.3 Kommentering af PPSBS

I ovenstående afsnit er opstillet PPSBS-træer for de faser i forbindelse med det kulfyrede værk, der medfører større mængder af miljøpåvirkninger. De eksternaliteter, der er udpeget for de gennemgåede faser: Anlægsfase, brændselscyklus, tilstedeværelse og drift af værk samt skrotningsfasen, kan summeres op til følgende:

- Lugtgener.
- Nedsat helbred.
- Forurening af drikkevand.
- Ændring af naturens lydniveau.
- Ødelæggelse af kul.
- Forandring af dyreliv.
- Forandring af planteliv.

- Påvirkning af horisont.
- Skabelse af seværdighed.
- Påvirkning af naturoplevelse.
- Usikre trafikforhold.
- Vejslitage.

De fleste af eksternaliteterne går igen i de forskellige faser, og væsentligheden af disse bør derfor overvejes grundigt. Kun lugtgener, ødelæggelse af kul samt forringet brændværdi af kul, er eksternaliteter, der kan henføres til en specifik fase.

4.3.4 Identifikation af eksternaliteter til monetarisering

I det følgende vil de eksternaliteter, der er fundet i forbindelse med hele fasen for et kulfyret kondensværk, blive gennemgået med hensyn til, hvor væsentlige disse eksternaliteter er i forhold til hele fasen. De eksternaliteter, der findes uvæsentlige i forhold til den mængde energi, der bliver produceret, sorteres fra inden en videre kvantificering.

Lugtgener

De lugtgener, der opstår i forbindelse med det kulfyrede værk, kan henføres til anlægsfasen. I anlægsfasen fremstilles der mineraluldsisolering, og emissionerne herfra kan medføre lugtgener. Den mineraluldsisolering, der fremstilles, benyttes til isolering af bygninger og anlæg, og vil kun udgøre en meget lille del af det samlede materialeforbrug. Lugtgenerne vurderes derfor at være af minimal betydning i forhold til andre udpegede eksternaliteter i forbindelse med det kulfyrede værk, og der ses derfor bort fra lugtgenerne ved kvantificeringen.

Nedsat helbred

De helbredsskader, der vil forekomme i forbindelse med det kulfyrede værk, er stort set alle konsekvenser af udsendelsen af luftemissioner, jvf. afsnit 4.6. Nedsat helbred vil derfor ikke blive behandlet her, men vil blive behandlet som en dose-response effekt i kapitel 6. Luftemissionerne, der medfører helbredsskader i forbindelse med det kulfyrede værk, vil blive kvantificeret i kapitel 5.

Forurening af drikkevand

Den forurening af drikkevand, der forekommer ved hele kulfyringsfasen, opstår dels i anlægsfasen, dels ved selve elproduktionen og i skrotningsfasen. I anlægsfasen vil der ved fremstillingen af mineraluld kunne forekomme en udsivning af phenol. Denne udsivning vurderes dog at være ubetydelig og ikke af en størrelsesorden til at påvirke drikkevandets kvalitet.

Ved elproduktionen forekommer der i forbindelse med deponeringen af flyveaske en udsivning til jorden. Da der i flyveasken sker en koncentration af den partikelbundne del af de skadelige stoffer, der fremkommer ved forbrændingen af kul, vil deponeringen af flyveaske kunne medføre en mærkbar ændring af vandkvaliteten i et område omkring lageret. Elværkerne anbringer af denne årsag depoterne i samarbejde med miljømyndighederne og efter anbefaling af Miljøstyrelsen kystnært og efter et princip om kontrolleret udsivning. Der er

således ikke konflikter med grundvandsinteresser. På basis af disse forhold vil der ikke blive foretaget nogen kvantificering.

Forureningen af drikkevand i forbindelse med skrotningsfasen vurderes minimal, idet forureningen hidrører fra deponering af cement, beton o.lign.

Ændring af naturens lydniveau

Der vil i forbindelse med flere af faserne vedrørende kulfyret kondensværk forekomme støj, der vil påvirke naturens lydniveau. I brændselscyklen vil der forekomme støj ved såvel minedrift, lokaltransport af kul, lagring/losning af kul samt ved elproduktionen. Derudover vil der forekomme støj i forbindelse med driften af værket.

Ved minedriften kan udsendelsen af lydsignaler være af væsentlig karakter, og et stort område kan påvirkes af denne støj. Selve lokaltransporten af kul vil ikke ændre støjniveauet væsentligt, idet jernbanetransporten antages at være etableret allerede, men losningen af kul i havnen vil påvirke naturens lydniveau væsentligt. Det samme gælder lastningen af kullene, dette sker imidlertid i en havn tilknyttet værket og vil derfor ikke have den samme betydning. Dette vil dog supplere den støjefekt, der kommer ved elproduktionen som følge af kulmøller, pumper o.lign. Ved driften af værket vil der også forekomme støj i forbindelse med lastvogns-transport til og på værket.

Alt i alt vurderes ændringen i naturens lydniveau at være af væsentlig karakter og vil derfor blive søgt monetariseret.

Ødelæggelse af kul

Ved såvel minedrift som lagring af kul kan der ske en selvantændelse af kullene. Denne ødelæggelse af kullene er der imidlertid kalkuleret med i kulprisen, og ødelæggelse af kul vil derfor ikke her blive henregnet til en eksternalitet, der skal monetariseres.

Forandring af dyreliv

Tilstedeværelsen af såvel en kulmine, som af et kraftværk vil betyde en væsentlig ændring i dyrelivet i området. For kulminens vedkommende vil indflydelsen på dyrelivet være afhængig af, om minen er over- eller underjordisk, idet en underjordisk mine ikke vil have så stor indflydelse på dyrelivet i området. Kraftværkets tilstedeværelse vil derimod have stor indflydelse på dyrelivet i området, idet dyrelivet stort set må antages at forsvinde i området omkring kraftværket. Forandring af dyreliv vil derfor blive søgt monetariseret. Derudover vil der også i forbindelse med udgravning af kalk til afsvovlingsanlæg ske en ændring af dyrelivet.

I forbindelse med den internationale transport af kul kan der fra kulskebene til tider ske olieudslip, der vil medføre en forurening af havet og således forårsage en ændring i fiskebestanden. Ændringen i fiskebestand vurderes her at være ubetydelig og vil ikke blive behandlet yderligere, idet olieudslip ikke sker konstant, men kun er fejkilder.

Forandring af planteliv

For plantelivet gælder samme forhold som for dyrelivet, og forandring af planteliv vil derfor også blive søgt monetariseret.

Påvirkning af horisont

Tilstedeværelsen og driften af værket vil påvirke horisonten, hvilket specielt vil have betydning i en omegn af værket. Påvirkning af horisonten vil derfor blive søgt monetariseret sammen med forandring af dyre- og planteliv samt ændring af naturens lydniveau.

Skabelse af seværdighed

En kulmine kan være en attraktion for turister, der er i området, så længe der ikke findes kulminer i alle lande. Kulminen kan derfor opfattes som en positiv eksternalitet, men vil ikke blive søgt monetariseret.

Påvirkning af naturoplevelse

Oplevelsen ved at vandre i naturen vil helt forsvinde, når der er anlagt et kraftværk i dette område. Til gengæld må det antages, at et kraftværk ikke bliver anlagt i det mest naturskønne område, men sandsynligvis i et område der ikke byder på de store naturoplevelser. Det vælges derfor at se bort fra påvirkning af naturoplevelse i det efterfølgende.

Usikre trafikforhold

I forbindelse med såvel minedrift, lokaltransport af kul samt drift af værket opstår der usikre trafikforhold i forbindelse med den øgede trafik til området. Ved lokaltransporten af kul vil det specielt være losningen af kul på havnepladsen, der kan genere trafikken på havnen. Derimod vil det ved både minedrift og drift af værk være omgivelserne, der påvirkes af den øgede trafik til området, og trafikforholdene bliver mere usikre for specielt fodgængere og cyklister i området, men også for bilister. Ud fra denne betragtning vurderes de usikre trafikforhold at være af en sådan karakter, at de vil blive søgt værdisat.

Vejslitage

Vejslitage vil forekomme som en konsekvens af en øget trafik. Trafikken ved minedriften vil være relateret til transport af minearbejderne og vil således være personvogne eller bustransport. Det samme vil være tilfældet ved driften af anlægget. Transport af kul vil foregå via jernbane og vil ikke medføre vejslitage. Da vejslitagen således kun vil være forårsaget af persontransport, vurderes slitagen ikke at være nævneværdig, og der vil derfor blive set bort fra denne ved monetariseringen i forbindelse med det kulfyrede værk.

4.4 Kraftvarmeværk fyret med biomasse

Det undersøgte decentrale kraftvarmeværk er et flisgasfyret kombi-anlæg, der består af en forgasser efterfulgt af en gasturbine og en dampturbine. Denne konstruktion giver en høj el-virkningsgrad.

4.4.1 Gennemgang af procestrin

Ved opgørelsen af miljøeffekterne i forbindelse med et flisgasfyret decentralt kraftvarmeværk skal følgende procestrin behandles:

- Anlægsfase.
- Brændselscyklus.
- Tilstedeværelse og drift af værk.
- Skrotning.

Anlægsfasen behandles således, at den indeholder de miljøeffekter, der opstår som følge af udvinding af de forskellige materialer til anlægget. Anlægsfasen omhandler anlæg af værket. Der vil specielt være tale om emissioner i forbindelse med energiforbruget. Etablering af fjernvarmenettet bliver ikke vurderet, da dette alene henregnes til varmeproduktionen, der ikke medtages i denne undersøgelse.

Energiskoven forudsættes anlagt på en brakmark eller en mark, der ellers skal tages ud af omdrift og braklægges.

I forbindelse med skrotningsfasen vil der opstå nogle miljøeffekter ved skrotningen af selve kraftvarmeværket.

4.4.2 Påvirkninger ved de enkelte procestrin

Etablering af anlæg

Ved etablering af kraftvarmeværk indregnes først og fremmest fremstillingen af værket, de dertil hørende bygninger samt anlæg, som er specielle for den omhandlede teknologi. Etablering af fjernvarmenettet medtages ikke, da denne rapport kun omfatter elproduktion.

Miljøeffekter i forbindelse med etablering af værk opgøres her alene ud fra de miljøeffekter, der er forbundet med energianvendelsen til at fremstille materialerne. Miljøet påvirkes således specielt af emissioner af CO₂, SO₂, og NO_x.

Værket med tilhørende bygninger og anlæg kan indeles i forskellige komponenter:

- Elproducerende teknologier: forgasser, gasrensere, kedler, turbiner, generatorer, pumper.
- Skorsten.
- Bygninger.

Materialeforbruget til fremstilling af disse komponenter vil hovedsageligt være stål, aluminium, beton, mursten og mineraluld.

De nævnte materialer produceres og bearbejdes for størstepartens vedkommende på basis af el, flydende brændsler og naturgas. De miljømæssige påvirkninger i forbindelse med fremstillingen af materialerne vil derfor hovedsageligt være:

- Emissioner til luft.

Påvirkningerne er behandlet i afsnit 4.6.

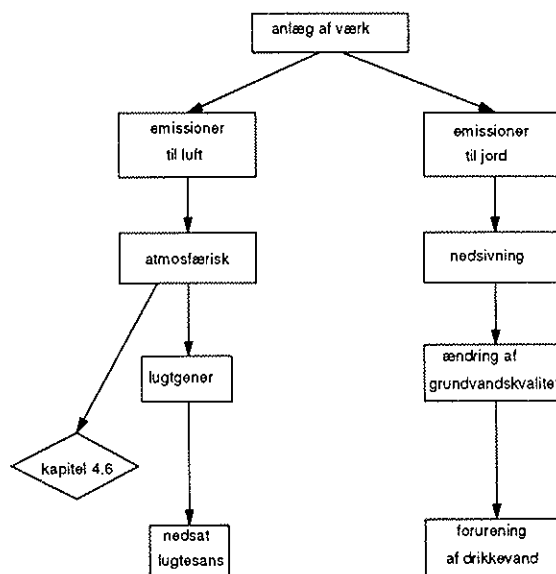
Mineraluldisolering er lavet af sten og sand, kalk, soda og glaubersalt. De påvirkninger, der forekommer ved fremstillingen og opsætning af mineraluldisolering, er følgende:

- Emissioner til luft.
- Emissioner til jord.

Under fremstillingen af mineraluld vil der fremkomme *emissioner til luft* af phenol, formaldehyd, ammoniak, svovl og tungmetaller. Emissionerne kan bl.a. medføre lugtgener, åndenød samt irritation af luftveje. Derudover vil emissionen af tungmetaller medføre helbredsskader på mennesket, som angivet i afsnit 4.6 (nyreskader, knogleskørhed, cancer, blodmangel, hjerneskade samt påvirkning af nervesystemet).

Ved fremstillingen af stenuld tilsættes et phenolholdigt bindemiddel. Der kan herved forekomme *emissioner til jord*, idet der ved deponering af uhardet mineraluld kan ske udsivning af bindemidlet. Dette medfører, at phenol, der er stærkt ætsende, siver ud i grundvandet og således forurener drikkevandet.

Konsekvenserne ved anlægsfasen fremgår af Figur 4.11.

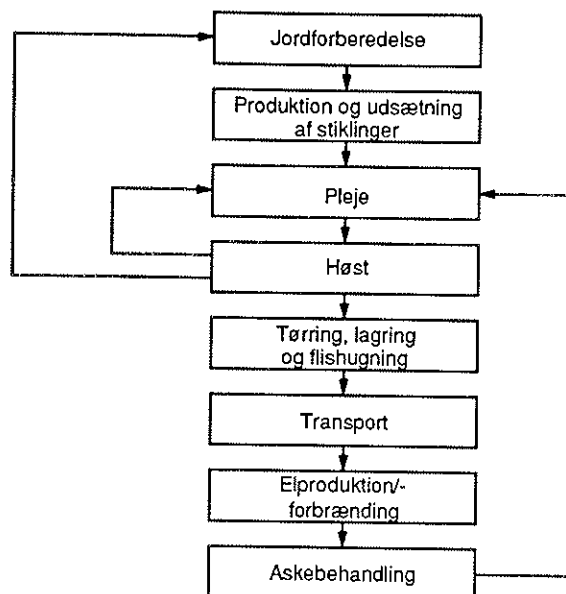


Figur 4.11. PPSBS-træ for anlægsfasen.

Brændselscyklen

Brændselscyklen for biomasse kan opdeles som følger (skematisk vist i Figur 4.12):

- Jordforberedelse.
- Produktion og udsætning af stiklinger.
- Pleje, herunder såvel mekanisk som kemisk behandling og gødskning.
- Høst.
- Lagring, tørring og flishugning.
- Transport til kraftvarmeværk.
- Forbrænding/elproduktion.
- Askebehandling.



Figur 4.12. Oversigt over processerne i produktion og brug af biomasse til decentral kraftvarme.

Beskrivelsen af dyrkningen er baseret på Kelkjær (1992), hvor ikke andet er angivet.

Jordforberedelse

Jordforberedelse i forbindelse med energiskovsdyrkning medfører følgende påvirkninger:

- Emissioner til luft.
- Emissioner til jord.
- Emissioner til vand.
- Indvirkning på flora og fauna.
- Udsendelse af lydsignaler.

Før etableringen af en energiskov er det nødvendigt at forberede jorden. Graden af jordforberedelse afhænger af hvilke afgrøder, der tidligere har været på arealet. Pløjning om efteråret og harvning umiddelbart inden tilplantning er under alle omstændigheder nødvendigt. Denne behandling sikrer, at jorden er porøs og jævn. Jordbehandlingen har i sig selv en ukrudtsbekæmpende effekt, men hvis der vokser græs på arealet, anbefales at bruge jordherbicideerne Gardoprim og Roundup efter pløjningen. Der tages i denne opgørelse ikke hensyn til forskellige jordkvaliteter.

Ved jordforberedelsen påvirkes miljøet af *emissioner til luft* fra dieselforbruget ved kørsel med traktor. Da jorden ligger åben vinteren over, vil der forekomme *emissioner til jord* eller *emissioner til vand*, idet næringssalte enten vil vaskes ned til grundvandet eller til vandløb, hvorefter de vil føres til søer eller til havet, hvor indholdet af nitrat vil medføre øget algevækst og derved iltsvind og fiskedød.

De åbne marker vil endvidere føre til fygning af jord, således at humuslaget mindskes. Den intensive jordforarbejdning, samt brug af sprøjtemidler vil *indvirke på flora og fauna*. Denne indvirkning vil forstærkes, hvis der sker en nedlæggelse

af skel og hegn i forbindelse med et skift til energipil. I forbindelse med sprøjning kan der desuden ske en *emission til luft* af pesticidaerosoler og en *emission til jord* af pesticider eller pesticiders nedbrydningsstoffer.

De væsentlige emissioner til luften er SO_2 , NO_x , N_2O , CH_4 , NMVOC, CO , CO_2 , NH_3 og partikler. Disse er beskrevet i afsnit 4.6.

Produktion og udsætning af stiklinger

Produktion af stiklinger foregår grundlæggende på samme måde som dyrkningen af energiskov, dog bruges en tættere beplantning. Produktionen medfører samme slags påvirkninger som ved dyrkningen af piletræer til energiformål og vil derfor ikke blive beskrevet yderligere.

Udsætning af stiklinger skal ske så tidligt som muligt om foråret. Plantningen foregår ved brug af en stiklingsplantemaskine bag en traktor. Der udsættes 18-20.000 stiklinger per ha. Efter plantningen anbefales, at der sprøjtes med et jordherbicid, der hindrer ukrudtsfrø i at spire.

Ved plantningen er der *emissioner til luft* fra kørsel med traktor.

Pleje

Pleje af energiskov omfatter gødskning, renholdelse samt eventuelt vanding. Der gødes første gang et år efter plantning med P- og K-gødning. Derefter gødes med N-gødning mellem hver høst samt P- og K-gødning året efter hver høst.

Pil kræver meget lys og er derfor følsom over for ukrudt. Kemisk og/eller mekanisk renholdelse er nødvendig det første år efter plantning og året efter hver høst. Det er ikke nødvendigt at sprøjte for skadedyr.

Væksten af pil sættes kraftigt tilbage, hvis der mangler vand. Da pilens vandforbrug ved fuld produktion kan være op til 3-5 mm/dag, er det mange steder en forudsætning for en vedvarende høj produktion, at der er mulighed for at vande i tørkeperioder. Det er dog i det følgende antaget, at der ikke bliver kunstvandet.

Påvirkningerne ved pleje af energiskov er fortrinsvis:

- Emissioner til luft.
- Emissioner til jord.
- Emissioner til vand.
- Udsendelse af lydsignaler.
- Indvirkning på naturoplevelse.
- Indvirkning på flora og fauna.

Tilførslen af gødning vil medføre *emissioner til jord og vand* af nitrat. En del af gødningens N-indhold vil endvidere *emitte til luft* som NH_3 (ammoniak) og N_2O (lattergas).

Brugen af herbicider vil medføre *emissioner til jord og luft* af herbicider og herbicidnedbrydningsstoffer.

Ved spredning af gødning og herbicider er der *emissioner til luften* og *udsendelse af lydsignaler* fra kørsel med traktor.

Der vil ske en tilvækst i humusindholdet i jorden som følge af kulstofbinding i jorden med nedfaldne blade. Denne humustilvækst vil i løbet af omdriftsperioden medføre en tilvækst, der overstiger humustabet ved jordforberedelsen.

Der vil ske en ændring af landskabet, og derved en *indvirkning på naturoplevelsen*, som følge af pilens vækst til en højde af 4-6 meter. Bevoksningen vil være sluttet og massiv i forhold til andre skove. Den rekreative

værdi af en tur i en energiskov vil således være meget begrænset. Set på afstand kan en nænsomt anlagt energiskov (specielt hvis den ikke er for stor, eller hvis der er plantet enkelte høje træer i den) være en forfriskende variation i landskabet (Jørgensen et al., 1993). Energiskoven kan sammenlignes med tidligere tiders stævningsskove, der var almindelige i Danmark og det sydlige Sverige indtil århundredeskiftet. Stævningsskovene bestod af hurtigtvoksende træer/buske, der blev anvendt som brænde. Energiskoven vil *indvirke på flora og fauna*, idet den vil have positive virkninger på vildtbestanden i området, da der vil være flere skjulesteder og mere føde for småvildt, end traditionelle landbrugsafgrøder kan tilbyde. Derved vil et områdes rekreative værdi for f.eks. jægere øges, ved eksistensen af en energiskov (Jørgensen et al., 1993).

Høst

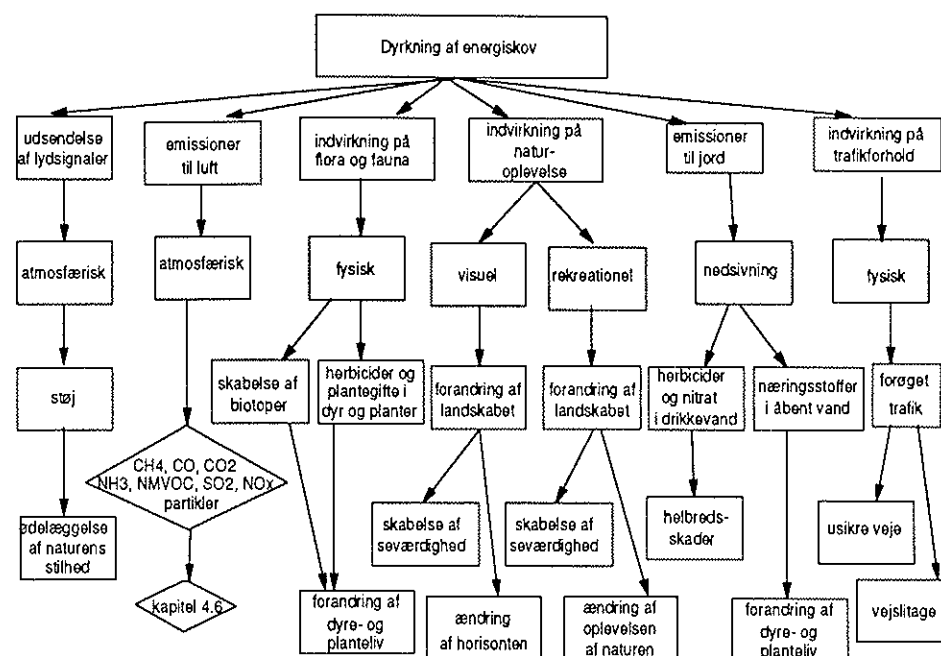
Der høstes med intervaller på 3-5 år. Høsten foregår i december-januar måned med specialbyggede høstmaskiner. De høstede træer bliver bundtet og kørt ud til en vej, der kan bære lastbilstrafik. Alle overjordiske plantedele, bortset fra blade, føres bort fra voksestedet.

Høsten af pil vil medføre følgende påvirkninger:

- Emissioner til luft.
- Påvirkning af flora og fauna.
- Udsendelse af lydsignaler.

Ved høst af pil vil der ske *emissioner til luft og udsendelse af lydsignaler* fra kørsel med høstmaskiner. En høst af store sammenhængende områder vil kunne have en negativ effekt på vildtbestanden i området, da skjulestederne forsvinder.

Da påvirkningerne ved jordforberedelse, anlæg, pleje og høst af energiskov ligner hinanden, er disse processer samlet i et PPSBS-træ, der er vist i Figur 4.13.



Figur 4.13. PPSBS-træ for dyrkning af energiskov.

Lagring/tørring/flishugning

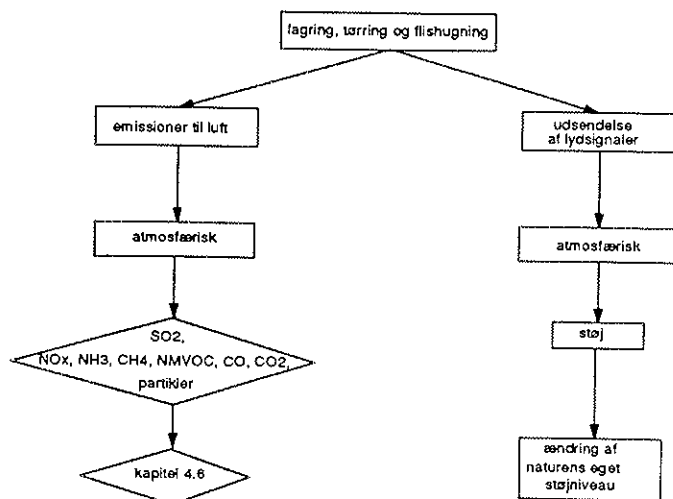
Lagring/tørring vil nogle gange være nødvendigt, da nyhøstet pil uafhængigt af høsttidspunktet har et vandindhold på ca. 45%. Flis med et vandindhold på over 40% er ikke lagerstabil¹¹, så det er nødvendigt at tørre skuddene sommeren over, før de kan blive skåret til flis, hvis flisen ikke skal bruges med det samme. Lagring af flis bør foregå under tag, men hvis det ikke kan lade sig gøre, så under presenning. Ved lagring under tag, og med tilstrækkelig ventilation, vil der ske en yderligere tørring af flisen.

Under lagring/tørring og flishugning vil der forekomme følgende påvirkninger:

- Emissioner til luft.
- Udsendelse af lydsignaler.

Under lagring vil der ske en vækst af svampesporer i pilen. Ved håndtering af pilen vil der ske *emissioner til luft* af svampesporer, der kan give allergiske reaktioner ved den efterfølgende håndtering af flisen. Sporevæksten minimeres ved at holde flisen så tør som muligt, og allergivirkningen kan afhjælpes ved brug af masker under arbejdet. Flishugningen vil medføre *emissioner til luft* fra diesel-forbruget samt *udsendelse af lydsignaler* i en sådan grad, at der skal bruges høreværn. Påvirkningerne ved lagring/tørring og flishugning er vist i PPSBS-træet i Figur 4.14.

11. Der sker en mikrobiel nedbrydning af tørstoffet, hvorved der dannes vand og varme. Denne nedbrydning er fundet til 1% pr. måned ved en vandprocent på 27 og 3% pr. måned for vandindhold på 54% (Nielsen & Jacobsen, 1991).



Figur 4.14. PPSBS-træ for lagring/tørring af pil, samt flishugning.

Transport

Flisen transporteres med lastbil til kraftvarmeværket. Der bruges container-lastbiler med anhænger, der i alt kan medtage 80 rummeter flis (Pedersen, 1991).

Påvirkningerne fra transport af pileflisen er:

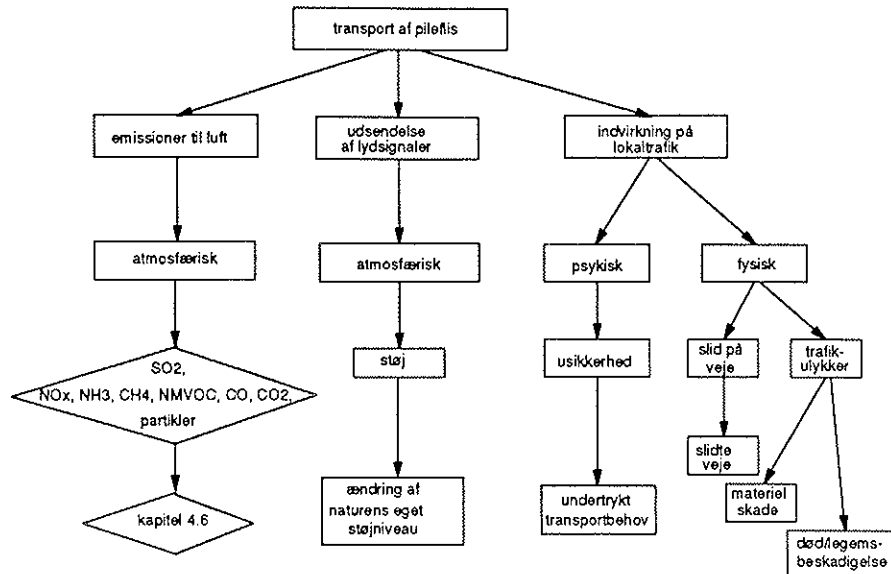
- Emissioner til luft.
- Indvirkning på lokaltrafik.
- Udsendelse af lydsignaler.

Kørsel med lastbiler medfører *emissioner til luft* fra energiforbruget. Endvidere vil kørslen medføre *udsendelse af lydsignaler*, og således bidrage til en forøgelse af trafikstøjen samt *indvirke på lokaltrafikken*.

Trafikstøj kan føre til fysiske, psykiske og aktivitetsmæssige virkninger.

- De fysiske virkninger er forhøjet blodtryk, forøget puls, sammentrækning af blodkar og muskelspændinger.
- De psykiske virkninger er irritation, generelt ringere velbefindende m.v.
- Aktivitetspåvirkningerne er bl.a. problemer med at føre samtaler, forstyrrelse af søvn eller koncentrationskrævende arbejde, samt ændret adfærd, idet vinduer ikke bliver åbnet og udendørs aktiviteter begrænses (COWiconsult, 1992).

Påvirkningerne ved transport af flisen til kraftvarmeværket er vist i PPSBS-træet i Figur 4.15.



Figur 4.15. PPSBS-træ for transport af flis til kraftvarmeværk.

Forbrænding/elproduktion

Det undersøgte biomassefyrede kraftvarmeværk består af en flisforgasningsdel og et kombianlæg (både gas- og damp turbine). Flisen indfyres i en fluid bed-forgasser, hvor der sker en delvis forbrænding. Flisgassen renses for urenheder, og tjære nedbrydes til kortere kulbrinter, før den indfyres i en gasturbine. Røggassen fra gasturbinen opvarmer en dampkedel, hvorefter dampen ledes til en damp turbine. Det udvalgte kraftvarmeværk har en indfyret effekt på 40 MW flis. Et sådant anlæg eksisterer pr. juni 1994 ikke i Danmark, men er beskrevet i Pedersen (1991).

Påvirkningerne ved forbrænding/elproduktion vil fortrinsvis være:

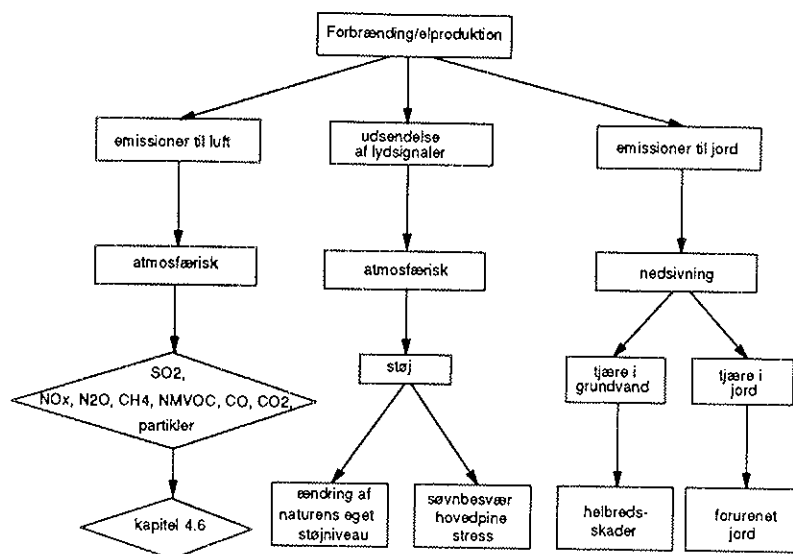
- Emissioner til luft.
- Emissioner til jord.
- Udsendelse af lydsignaler.

I forbindelse med forgasningen og gasrensningen vil der være fare for *emissioner til jord* af tjære. Forbrænding af flis medfører *emissioner til luft*. Endvidere vil maskinerne fra kraftvarmeværket, ikke mindst i forbindelse med elproduktionen medføre *udsendelse af lydsignaler*. PPSBS-træet for påvirkningerne ved drift af kraftvarmeværket er vist i Figur 4.16.

Askebehandling

Asken fra forbrændingen af pileflisen indeholder alle de næringsstoffer, der blev taget væk med afgrøden, bortset fra kvælstof. Hvis asken ikke blev ført tilbage til skoven, ville det være nødvendigt på anden måde at tilføre de næringsstoffer, der blev ført bort med flisen (Eriksson, 1994) og (Stjernquist, 1994).

Asken fortyndes med et fyldstof for at undgå en ætsende virkning, granuleres og føres tilbage til energiskoven sammen med gødningstilførslen.



Figur 4.16. PPSBS-træ for drift af biomassekraftvarmeværk.

Transport af asken vil medføre samme slags påvirkninger som transport af flis. Der vil være en høj koncentration af tungmetaller i asken, men hvis der ikke er brugt andre brændsler sammen med flisen, vil der ikke ske en nettotilvækst af tungmetaller til energiskoven. Der vil ikke blive opstillet noget PPSBS-træ for askebehandlingen, og den vil ikke blive medtaget i den videre analyse.

Tilstedeværelse og drift af værk

Kraftvarmeværket for biomasse bliver opført på en bar mark, uden at der er nogle nærmere definerede krav og behov for placering. Placeringen kan således både være midt i en by eller ligge i udkanten. Dog skal der være gode tilkørselsveje.

Et flisfyret kraftvarmeværk med stort flislager kan virke dominerende på et område. Da kraftvarmeværket antages at blive opført i et område, der er udlagt til industriformål, vil tilstedeværelsen og driften af værket ikke give anledning til yderligere eksterne påvirkninger, end dem, der er angivet for *forbrænding/produktion*.

Der opstilles ikke noget PPSBS-træ for tilstedeværelse af værket.

Skrotning

Skrotning af et kraftvarmeværk foregår ved nedrivning af bygninger og fundament, som køres bort og deponeres. Maskindele demonteres og køres til produkthandler, og eventuelt jord renses, og hele arealet retableres som byggegrund. Nedtagningen af kraftvarmeværket vil kræve et energiforbrug og derved følgende *emissioner til luft*. Ved deponeringen kan der forekomme *emissioner til jord*, idet der fra lageret vil ske udsivning af de forskellige stoffer til jorden. Dette vil medføre jord- og grundvandsproblemer.

Der opstilles ikke noget PPSBS-træ for skrotningsprocessen.

4.4.3 Kommentering af PPSBS

Eksternaliteter, der er identificeret i de opstillede PPSBS-træer, kan opstilles:

- Lugtgener.
- Nedsat helbred.
- Ændring af naturens lydniveau.
- Forandring af dyre-/planteliv.
- Påvirkning af horisonten og naturoplevelse.
- Forurening af jord.
- Forurening af drikkevand.
- Usikre trafikforhold.
- Vejslitage.

4.4.4 Identifikation af eksternaliteter til monetarisering

I det følgende vil de eksternaliteter, der er fundet i forbindelse med hele fasen for et kraftvarmeværk på basis af biomasse, blive gennemgået med hensyn til, hvor væsentlige disse eksternaliteter er i forhold til hele fasen. De eksternaliteter, der findes uvæsentlige i forhold til den mængde energi, der bliver produceret, sorteres fra inden en videre kvantificering.

Lugtgener

Lugtgener sker i første omgang i forbindelse med dyrkningen af energiskovene. Det gælder specielt ved brug af naturgødning som gødning. Da en energiskov gødes mindre end en almindelig kornmark, og man nok sjældent vil vælge naturgødning som gødning, vil lugtgenerne være minimale. Der vil dog også være en minimal lugtgener ved anvendelse af spildvandsslam som gødning. Lugtgener i forbindelse med selve anlægsfasen betragtes ligesom for kuls vedkommende for begrænset. Det samme gælder lugtgener ved lagring af træfliset. Generelt vil der således ikke være tale om de store lugtgener, og de vil derfor ikke blive behandlet yderligere.

Nedsat helbred

Helbredskader er stort set alle konsekvenser af udsendelse af emissioner. Disse behandles i afsnit 4.6.

Ændring af naturens lydniveau

Hverken ved dyrkning af energiskove eller ved driften af kraftvarmeværket vil der blive tale om nævneværdige ændringer af det gennemsnitlige lydniveau. Der vil derimod være tale om en støjforøgelse i forbindelse med transporten af biomassen til kraftvarmeværket. Denne vil blive kvantificeret i kapitel 5.

Forandring af dyre-/planteliv

I forbindelse med dyrkning og tilstedeværelse af energiskove vil der være tale om en vis reduktion af flora og fauna i forhold til en udyrket mark. Dette vil specielt

være tilfældet i starten af perioden, mens der senere vil være tale om en øget mulighed for flora og fauna. Undersøgelser i Sverige tyder således på, at den vilde fauna optimale andel af energiskov i et landskab er 10-20% (Göransson, 1994). Virkningen af energiskov på flora og fauna kan således ikke vurderes uden at se på de lokale forhold. På grundlag af disse forhold bliver forandring af dyre-/planteliv ikke kvantificeret.

Påvirkning af horisonten

Dyrkning af energiskov vil medføre en ændring af det danske landskab. For nogle vil ændringen ses som et forfriskende bidrag til et varieret landskab, mens det for andre vil være et fremmedelement i landskabet. Påvirkningen af horisonten vil ikke blive kvantificeret, da det ikke anses for at have nogen særlig betydning.

Påvirkning af naturoplevelse

Det er kun ganske få mennesker, der har mulighed for at opleve naturen omkring en udyrket mark. For mange mennesker vil den ikke være interessant. Mange mennesker betragter kornmarker som natur, og at man i den forbindelse vil miste de åbne kornmarker som naturoplevelse. Men der er i større grad tale om en kulturoplevelse, som man mister, og i den forbindelse vil nogen føle, at kulturoplevelsen er ringere ved større arealer med pileskove. Der er naturligvis ikke tale om, at naturoplevelsen i en pileskov skal sammenlignes med en varieret dansk skov. Påvirkning af naturoplevelsen vil ikke blive medtaget ved monetariseringen.

Forurening af jord

Der vil ske en ophobning af kadmium i jorden som følge af indholdet af dette tungmetal i den tilførte P-gødning. Da den tilførte P-gødning stammer fra den høstede pil og derfor indgår i et lukket kredsløb, og kadmium derfor hovedsageligt hidrører fra depositionen fra luften, anses Cd-tilførslen for at være negligerbar og vil derfor ikke blive behandlet yderligere. Ved brug af spildevandsslam til gødning vil Cd-forureningen skulle undersøges yderligere.

Forurening af drikkevand

Forurening af drikkevand kan skyldes udvaskning af nitrat og pesticider. Udvasningen af nitrat kan ske ved bearbejdning af jorden, og ved tilførsel af N-gødning. Efter det første år synes der ikke at være udvaskning af kvælstof til grundvandet, ved de små gødningsmængder, der er tænkes anvendt (Stjernquist, 1994). Da der ikke bliver gødet det første år, således at udvaskningen ved etableringen af energiskoven minimeres, bliver den samlede gennemsnitlige udvaskning af nitrat til grundvandet meget beskeden (Nielsen, 1994) og (Miljøstyrelsen, 1992).

Udvasningen af nitrat til drikkevand vurderes på denne baggrund til at være uden betydning og behandles ikke yderligere.

Den officielle danske politik er, at der ikke må være *pesticider* i grundvandet. I praksis betyder det, at der er fastsat grænseværdier svarende til detektionsgrænsen på 0,1 µg/l for vandboringer.

Det må overvejes og bør undersøges om der i energiskove vil ske en mobilitet af pesticider med grundvandet, eller om skovene som for nitrats vedkommende er i stand til at reducere mobiliteten til en størrelsesorden, som ligger væsentligt under nedsivningen fra dyrkede arealer. Da meget tyder på, at forskriftsmæssig

brug af pesticider i landbruget kan føre til nedsivning til grundvandet, kan der ikke ses bort fra denne risiko. Nedsivning af pesticider til grundvandet er således medtaget under kvantificeringen.

Usikre trafikforhold

I forbindelse med transporten af biomasse til værket vil der foregå en hel del lastvognstransport, hvilket vil belaste trafikforholdene specielt i en omegn omkring det decentrale værk. Da det decentrale værk i reglen vil ligge i udkanten af en mindre by, vil lastvognstransporten kunne påvirke sikkerheden for fodgængere, cyklister og personbiler i området, og de usikre trafikforhold vil derfor blive søgt monetariseret.

Vejslitage

Da der som nævnt vil foregå en hel del lastvognstransport i forbindelse med transporten af biomasse til værket, vil vejene blive belastet. Dette vil blive søgt monetariseret.

4.5 Decentralt kraftvarmeværk fyret med naturgas

Det undersøgte decentrale kraftvarmeværk er et såkaldt kombi-anlæg, der består af både en gasturbine og en damp turbine. Denne konstruktion giver en høj el-virkningsgrad.

4.5.1 Gennemgang af procestrin

Ved opgørelsen af miljøeffekterne i forbindelse med et naturgasfyret decentralt kraftvarmeværk skal følgende procestrin overvejes:

- Anlægsfase.
- Brændselscyklus.
- Tilstedeværelse og drift af værk.
- Skrotning.

Anlægsfasen behandles således, at den indeholder de miljøeffekter, der opstår som følge af udvinding af de forskellige materialer til anlægget. Anlægsfasen omhandler anlæg af værk samt en relativt kort naturgasledning fra et eksisterende naturgasnet til kraftvarmeværket. Der vil specielt være tale om emissioner i forbindelse med energiforbruget. Etablering af fjernvarmenettet bliver ikke vurderet, da dette alene henregnes til varmeproduktionen, der ikke medtages i denne undersøgelse.

Brændselscyklen omfatter indvinding, behandling og transmission af naturgassen samt forbrænding/elproduktion. Indvinding, behandling og transmission behandles under et, da påvirkningerne er beslægtede, og det kun vanskeligt lader sig gøre at adskille processerne.

I forbindelse med skrotningsfasen vil der opstå nogle miljøeffekter ved skrotningen af selve kraftvarmeværket.

4.5.2 Påvirkninger ved hvert procestrin

Anlægsfase

Anlægsfasen omfatter fremstilling af det gasfyrede kraftvarmeværk og de dertil hørende bygninger, samt omlæggelse af gasledning fra transmissions-/distributionsnettet til kraftvarmeværket. De miljøeffekter, der fremkommer i forbindelse med anlægsfasen, kan hovedsageligt henføres til produktionen af de forskellige materialer til anlæg af værket, samt omlæggelsen af naturgasledningen.

Det naturgasfyrede kraftvarmeværk med tilhørende bygninger kan inddeles i forskellige komponenter:

- Elproducerende teknologier: gasturbine, røggaskedel, dampturbine, generatorer, pumper.
- Skorsten.
- Bygninger.

Materialeforbruget til fremstilling af disse komponenter vil hovedsageligt være stål, aluminium, beton, mursten og mineraluld.

De nævnte materialer produceres og bearbejdes for størstepartens vedkommende på basis af el, flydende brændsler og naturgas. De miljømæssige påvirkninger i forbindelse med fremstillingen af materialerne vil derfor hovedsageligt være:

- Emissioner til luft.

Påvirkningerne er behandlet i afsnit 4.6.

Mineraluldisolering er lavet af sten og sand, kalk, soda og glaubersalt. De påvirkninger, der forekommer ved fremstillingen og opsætning af mineraluldisolering, er som følger:

- Emissioner til luft.
- Emissioner til jord.

Under fremstillingen af mineraluld vil der fremkomme *emissioner til luft* af phenol, formaldehyd, ammoniak, svovl og tungmetaller. Emissionerne kan bl.a. medføre lugtgener, åndenød samt irritation af luftveje. Derudover vil emissionen af tungmetaller medføre helbredsskader på mennesket, som angivet i afsnit 4.6 (nyreskader, knogleskørhed, cancer, blodmangel, hjerneskade samt påvirkning af nervesystemet).

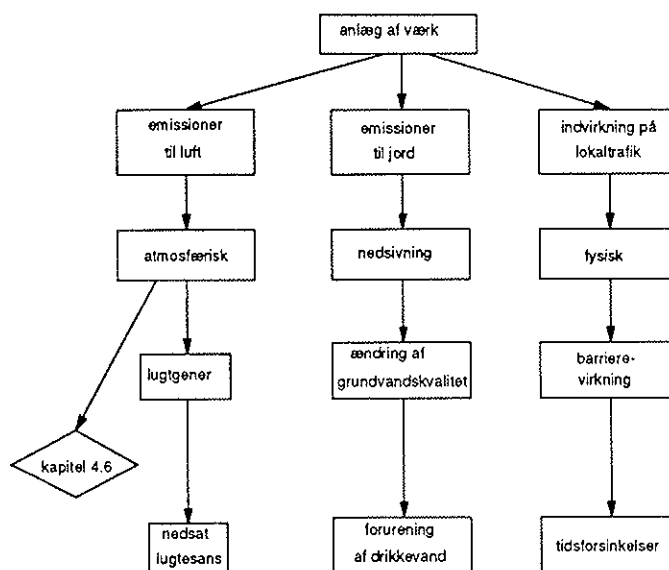
Ved fremstillingen af stenuld tilsættes et phenolholdigt bindemiddel. Der kan herved forekomme *emissioner til jord*, idet der ved deponering af uhardet mineraluld kan ske udsivning af bindemidlet. Dette medfører, at phenol, der er stærkt ætsende, siver ud i grundvandet og således forurener drikkevandet.

Ved *anlægningen af gasledningen* mellem transmissions-/distributionsledningen til kraftvarmeværket vil påvirkningerne hovedsageligt være:

- Emissioner til luft.
- Påvirkning af lokaltrafik.

Under fremstillingen af gasledningen vil der fremkomme *emissioner til luft* som følge af energiforbruget til fremstillingen. Derudover vil nedgravningen af gasledningen ske i eksisterende veje. Opgravningen af vejene vil medføre *påvirkning af lokaltrafik*, idet veje vil blive gravet op, så naturgasledningen kan graves ned.

Konsekvenserne ved anlægsfasen fremgår af Figur 4.17.



Figur 4.17. PPSBS-træ for anlægsfasen.

Brændselscyklen

Brændselscyklen består af følgende elementer: indvinding af naturgas i Nordsøen, gasrensning, transmission af naturgas til kraftvarmeværk samt selve el-produktionen d.v.s. forbrænding af naturgas.

Indvinding/behandling/transmission

Den i Danmark benyttede naturgas kommer fra naturgasfelterne i Nordsøen. Naturgassen kommer op til boreplatformene ved eget tryk. Gassen bliver komprimeret, kondenseret, rekomprimeret til 140 bar og til slut vandtørret ved spray-absorption i triethylenglykol, der regenereres. Derefter bliver gassen sendt gennem en rørledning til gasbehandlingscenteret i Nybro ved Esbjerg, hvor gassen ekspanderer til 80 bar, eventuelle kondensater og svovlbrinter bliver udskilt, og gassen bliver tørret (Forsyningskataloget, 1988).

Transmissionsledningerne består af nedgravede stålrør. De regionale gas-selskaber får naturgassen leveret fra M/R-stationer (Måle- og reguleringsstationer), hvor trykket bliver reguleret til enten 16 eller 40 bar, og hvor den bliver tilsat "gaslugt" i form af tetrahydrothiophen (C_4H_8S) (Forsyningskataloget, 1988, og Gydesen m.fl., 1990).

Naturgassen til et decentralt kraftvarmeværk bliver enten leveret via en M/R-station i fordelingsnettet (regulering fra 40 til 4 bar), hvorved gassen bliver leveret ved 4 bar, eller direkte fra et 16 bar net (Forsyningskataloget, 1988).

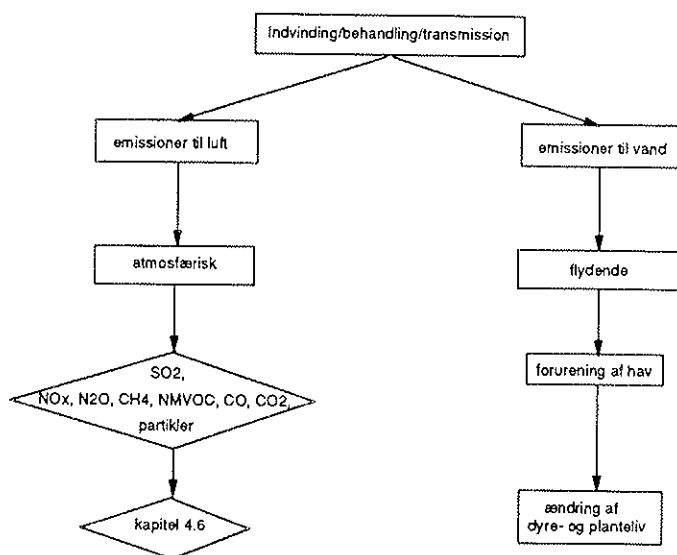
Indvindingen/behandlingen/transmissionen af naturgas giver anledning til følgende påvirkninger på miljøet:

- Emissioner til luft.
- Emissioner til vand.

Der vil forekomme *emissioner til luft* i forbindelse med energiforbruget samt flaring på platformene i Nordsøen. De emissioner, der vil forekomme, vil være NO_x , CO , N_2O , NMVOC, CH_4 , CO_2 og partikler. I forbindelse med lækager og planlagte tømninger af rør på platformene og i transmissionsnettet vil der endvidere forekomme emissioner af naturgas, der fortrinsvis består af CH_4 og NMVOC. Konsekvenserne ved disse emissioner er behandlet i afsnit 4.6.

Der vil endvidere i forbindelse med adskillelsen af olie, vand og gas forekomme *emissioner til vand* i form af olieudslip fra behandlingsplatformene i Nordsøen. Dette medfører en forurening af havet og en deraf følgende ændring i flora og fauna.

Slutkonsekvenserne ved indvinding, behandling og transmission af naturgas fremgår af Figur 4.18.



Figur 4.18. PPSBS-træ for indvinding, behandling og transmission af naturgas.

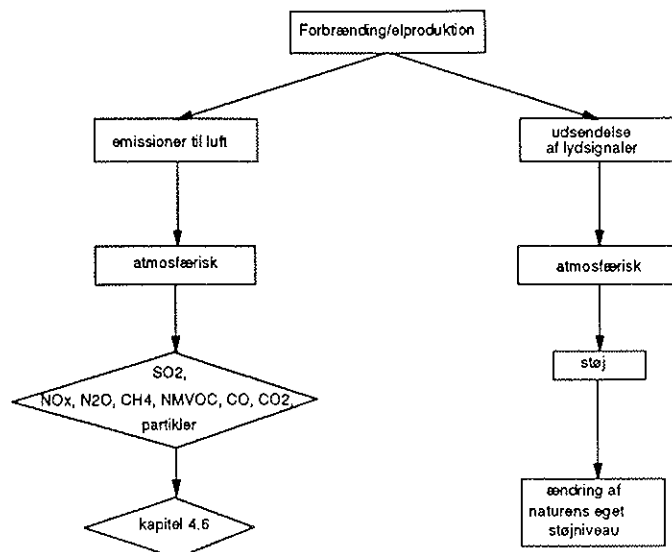
Forbrænding/elproduktion

De påvirkninger, der vil forekomme i forbindelse med elproduktionen, er følgende:

- Emissioner til luft.
- Udsendelse af lydsignaler.

Der vil forekomme *emissioner til luft* i forbindelse med afbrændingen af naturgas i kraftvarmeværket. De emissioner, der vil forekomme, vil være NO_x , CO , N_2O , NMVOC, CH_4 , CO_2 og partikler. Konsekvenserne af disse emissioner er behandlet i afsnit 4.6.

Ved elproduktionen vil der endvidere ske en *udsendelse af lydsignaler*, idet lydsignalerne vil fremkomme ved drift af pumper, kompressorer og turbiner og generatorer. Påvirkningerne ved forbrænding/elproduktion er vist i Figur 4.19.



Figur 4.19. PPSBS-træ for forbrænding/elproduktion

Tilstedeværelse og drift af værk

Da kraftvarmeværket antages at blive opført i et område, der er udlagt til industriformål, vil tilstedeværelsen og driften af værket ikke give anledning til yderligere eksterne påvirkninger, end dem, der er angivet for *forbrænding/elproduktion*.

Der opstilles ikke noget PPSBS-træ for tilstedeværelse af værket.

Skrotning

Ved afvikling af kraftvarmeværket kan en stor del af materialet genanvendes. Stål, aluminium og andre metaller vil som oftest blive genanvendt, mens bl.a. bygningsmaterialer vil blive deponeret. Ved nedtagningen af kraftvarmeværket vil der ske *emissioner til luft* i forbindelse med det nødvendige energiforbrug. Ved deponeringen kan der endvidere forekomme *emissioner til jord*, idet der fra lageret vil ske udsivning af de forskellige stoffer i jorden. Dette vil medføre jord- og grundvandsforurening.

Der opstilles ikke noget PPSBS-træ for skrotningsprocessen.

4.5.3 Kommentering af PPSBS

I ovenstående afsnit er opstillet PPSBS-træer for de faser i forbindelse med det naturgasfyrede kraftvarmeværk, der medfører større mængder af miljøpåvirkninger. De ekstermaliteter, der er udpeget for de gennemgåede faser: anlægsfase, brændselscyklus, tilstedeværelse og drift af værk samt skrotning, kan summeres op til følgende:

- Lugtgener.
- Nedsat helbred.
- Forurening af drikkevand.

- Forandring af dyre- og planteliv.
- Ændring af naturens lydniveau.
- Forsinkelser i lokaltrafik.

4.5.4 Identifikation af eksternaliteter til monetarisering

I det følgende vil de eksternaliteter, der er fundet i forbindelse med hele fasen for et naturgasfyret decentralt kraftvarmeværk, blive gennemgået med hensyn til, hvor væsentlige disse eksternaliteter er i forhold til hele fasen. De eksternaliteter, der findes uvæsentlige i forhold til den mængde energi, der bliver produceret, sorteres fra inden en videre kvantificering.

Lugtgener

De lugtgener, der opstår i forbindelse med naturgaskraftvarmeværket, kan henføres til anlægsfasen. I anlægsfasen fremstilles der mineraluldsisolering, og emissionerne herfra kan medføre lugtgener. Den mineraluldsisolering, der fremstilles, benyttes til isolering af bygninger og anlæg og vil kun udgøre en meget lille del af det samlede materialeforbrug. Lugtgenerne vurderes derfor at være af minimal betydning i forhold til andre udpegede eksternaliteter i forbindelse med naturgasværket. Der ses derfor bort fra lugtgenerne ved kvantificeringen.

Nedsat helbred

De helbredsskader, der vil forekomme i forbindelse med naturgaskraftvarmeværket, er stort set alle konsekvenser af udsendelsen af luftemissioner. Nedsat helbred vil derfor ikke blive behandlet her, men vil blive behandlet som en dose-response effekt i kapitel 6. Luftemissionerne, der medfører helbredsskaderne i forbindelse med naturgaskraftvarmeværket, vil blive kvantificerede i kapitel 5.

Forurening af drikkevand

Den forurening af drikkevand, der forekommer ved naturgaskraftvarmen, opstår dels i anlægsfasen og dels i skrotningsfasen. I anlægsfasen vil der ved fremstillingen af mineraluld kunne forekomme en udsivning af phenol. Denne udsivning vurderes dog at være ubetydelig og ikke af en størrelsesorden til at påvirke drikkevandets kvalitet.

Forureningen af drikkevand i forbindelse med skrotningsfasen vurderes minimal, idet forureningen hidrører fra deponering af beton o.lign.

Forandring af dyre- og planteliv

I forbindelse med naturgasindvindingen og separeringen af vand, olie og naturgas, vil der forekomme olieudslip, der vil medføre en forurening af havet og således forårsage en ændring af havets dyre- og planteliv. Ændringen vurderes her at være ubetydelig og vil ikke blive behandlet yderligere, idet olieudslip kun sker i meget små mængder.

Ændring af naturens lydniveau

De ændringer af naturens lydniveau, der opstår i forbindelse med naturgaskraftvarmeværket, kan henføres til driftsfasen. Naturgasfyrede decentrale

kraftvarmeværker er i dag så godt lydisolerede, at forøgelsen af det udendørs lydniveau i forbindelse med drift af værket kan anses for at være ubetydelig, og vil derfor ikke blive behandlet yderligere.

Forsinkelser i lokaltrafik

De forsinkelser i lokaltrafik, der opstår i forbindelse med naturgaskraftvarmeværket, kan henføres til anlægsfasen. Forsinkelser i lokaltrafikken vil derfor være af minimal betydning i forhold til andre udpegede eksternaliteter i forbindelse med naturgasværket, og der ses derfor bort fra forsinkelser i lokaltrafik ved kvantificeringen.

4.6 Luftemissioner

Størstedelen af de luftemissioner, der forekommer i de forskellige cases, er de samme, og de vil derfor behandles separat i dette kapitel. De luftemissioner, der behandles her, tager udgangspunkt i forbrændingen af kul, da det er denne proces, der indeholder flest emissioner til luften.

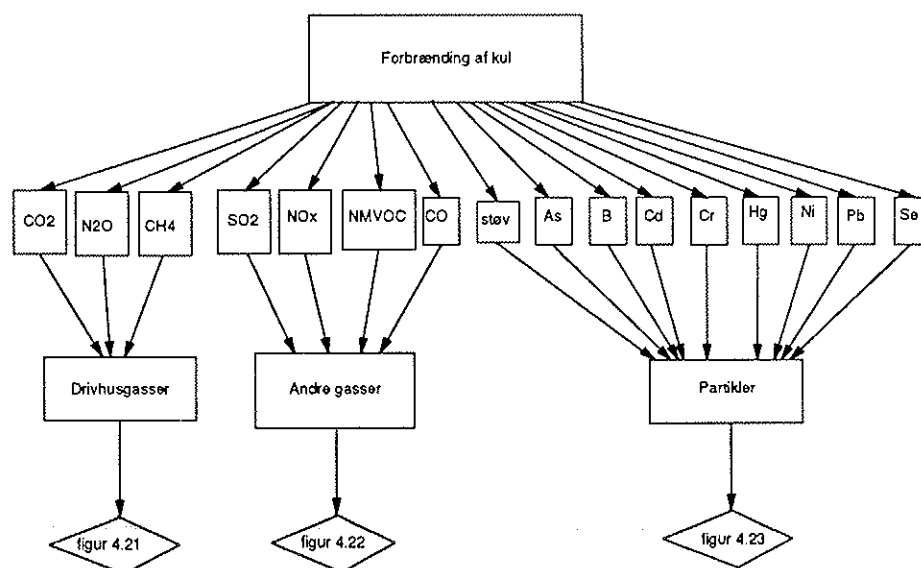
Ved forbrændingen af kul vil der være følgende luftemissioner:

CO_2 , SO_2 , NO_x , CH_4 , NMVOC, CO og N_2O

Derudover vil der være en mindre mængde sporstoffer fra kullene, der sammen med støv udgør de partikler, der sendes ud med røgen. De sporstoffer, der er tale om, er følgende:

Arsen, bor, kadmium, krom, kviksølv, nikkel, bly og selen

De emissioner, der her vil blive behandlet, er vist i Figur 4.20. Herudover vil NH_3 , der er relevant i forbindelse med dyrkningen af biomasse, blive behandlet.



Figur 4.20. Emissioner fra forbrænding af kul.

4.6.1 Slutkonsekvenser ved de forskellige luftemissioner

De nævnte luftemissioner kan opdeles i de overordnede kategorier: drivhusgasser, andre gasser og partikler. De forskellige kategorier medfører hver deres mængde af slutkonsekvenser. Slutkonsekvenserne kan ikke altid direkte henføres til emissionen af en bestemt gas, idet sammenhængen mellem emissionen og skadevirkningen afhænger af forskellige forhold. Eksempelvis kan koncentrationen af det enkelte stof i luften, samt tilstedeværelsen af flere forskellige stoffer på samme tid være afgørende for skadevirkningen. Derudover er størrelsen af skadevirkningen også afhængig af det påvirkede økosystems sammensætning og følsomhed. I det følgende vil de væsentligste konsekvenser ved de forskellige emissioner blive gennemgået.

Påvirkningerne kan typisk deles op i tre grupper:

- *Lokal påvirkning.* Der er her en snæver sammenhæng mellem stedets udslip og det resulterende niveau af forurening. Den typiske afstand for påvirkningen er under 50 km.
- *Regional påvirkning.* Forureningen opblandes her over store områder af størrelsesordenen som hele Europa. Typisk afstand for påvirkningen er et par tusind km.
- *Global påvirkning.* Forureningen opblandes her i hele jordens atmosfære. Placeringen af forureningskilden er således uden betydning.

Drivhusgasser

CO₂, CH₄ og N₂O er alle drivhusgasser. Fælles for drivhusgasserne er deres evne til at opsuge jordens infrarøde stråling. Drivhusgasserne tillader den kortbølgede, energirige solstråling at komme ned til jorden, men de bremser tilbagestrålingen af den infrarøde, langbølgede varmestråling. En stigning i indholdet af drivhusgasser vil derfor medføre en *global opvarmning*.

CO₂ er den absolut væsentligste drivhusgas med en koncentration på 354 ppm (1990) i atmosfæren. Koncentrationen af de nævnte drivhusgasser i atmosfæren fremgår af Tabel 4.1. De forskellige drivhusgasser kan omregnes til CO₂-ækvivalenter ved benyttelse af "global warming potentials" (GWP) med 100 års integrationsperiode. GWP-faktorerne for CH₄ og N₂O er henholdsvis 11 og 270.

Tabel 4.1. Koncentration af de forskellige drivhusgasser i atmosfæren. (Kilde: WHO/UNEP, 1990)

Drivhusgasser	Koncentration (1990)	CO ₂ -ækvivalenter (1990)
Kuldioxid (CO ₂)	353 ppm	353 ppm
Metan (CH ₄)	1,72 ppm	18,92 ppm
Lattergas (N ₂ O)	0,31 ppm	83,70 ppm

Klima- og atmosfæremodeller viser, at hvis atmosfærens indhold af CO₂ fordobles fra 330 til 660 ppm, vil det medføre en global opvarmning på omkring 2,5° C. Temperaturstigningen vil ikke være jævnt fordelt over hele kloden. Temperaturen vil således stige stærkere på de høje breddegrader end for kloden som helhed.

En global opvarmning kan have følgende overordnede konsekvenser:

- Klimaændringer.
- Vandstandsstigning.
- Ændring af landbrugsdrift.
- Ændring af de naturlige økosystemer.

Stigende temperaturer vil ledsages af ændringer i vindsystemerne og ligeledes en ændring i nedbørsmønsteret, d.v.s. den globale opvarmning vil resultere i generelle *klimaændringer*. Klimaændringerne vil have indflydelse på landbrug, skovbrug, fiskeri og på naturen i det hele taget, herunder befolkningssundheden. De fleste beregninger viser, at det vil blive mere tørt i de subtropiske egne og den varmere del af de tempererede egne. Det er i disse egne, befolkningstætheden er størst, og da der er en stor fødevareproduktion i disse områder, vil en tørke medføre lavere fødevareproduktion og deraf følgende hungersnød. Derudover vil klimaændringerne kunne afstedkomme flere ekstreme vejsituationer som orkaner m.m. Klimaændringer vil også have betydning for rumopvarmning/afkøling, idet en højere temperatur vil betyde et mindre behov for rumopvarmning. Til gengæld vil behovet for afkøling stige.

Derudover vil klimaændringerne også kunne resultere i andre miljøpåvirkninger. Eksempelvis vil et varmere og mere fugtigt klima bidrage til en hurtigere materialenedbrydning. Ændringen i temperatur vil også påvirke udvaskningen af næringssalte i jorden.

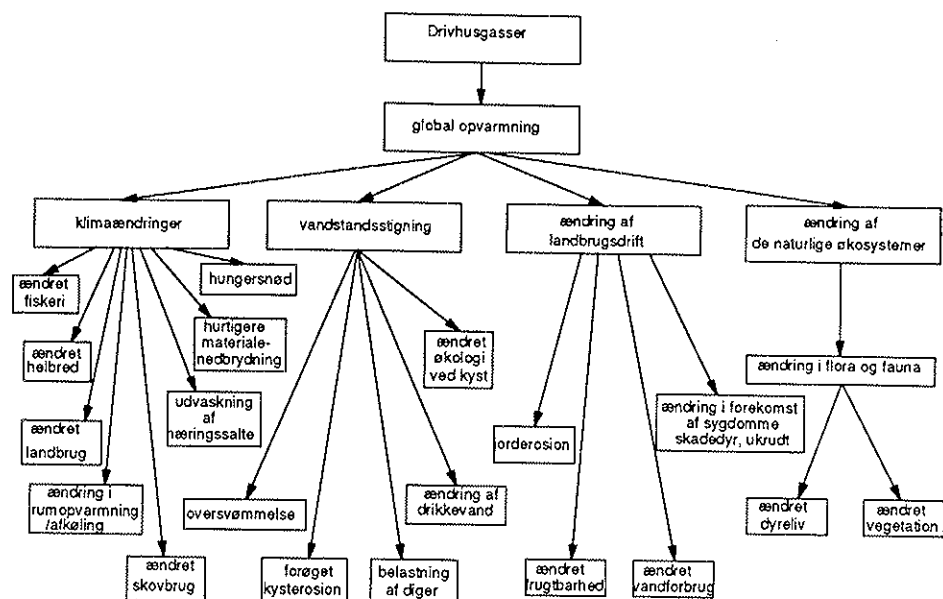
Hvis de globale temperaturer stiger, vil havets vandstand også stige. Dette skyldes dels, at vand udvider sig med temperaturen, dels at polarisen og gletschere vil smelte ved en temperaturstigning. Der er imidlertid også modvirkende effekter, idet varmere luft kan indeholde mere vand, der ved polerne kan afsættes som sne. Totalt set vurderes det, at den forhøjede temperatur vil medføre en *vandstandsstigning*. En stigning af havets vandstand vil medføre problemer med en forøget kysterosion, digesystemerne vil blive belastet, og vandstandsstigningen kan ligeledes medføre direkte oversvømmelse af ubeskyttede, lavtliggende områder. Indtrængning af saltvand kan også true drikkevandsforsyningen og forskellige følsomme økologiske systemer i områder ved kysterne.

En global opvarmning vil medføre *ændringer i landbruget*, idet klimaændringerne vil have indflydelse på landbrugsproduktionens størrelse. Umiddelbart vil vækstsæsonens længde vokse (den del af året, hvor døgnet's middeltemperatur er over 6°), men klimaændringerne vil også medføre forskellige andre processer, der har betydning for landbruget:

- Jorderosion.
- Ændring i jordens frugtbarhed (omsætning af organisk stof i jorden, udvaskning af næringsstoffer).
- Ændring af vandforbrug i landbruget (ændret krav til vanding af afgrøder som følge af klimaændringen).
- Ændring i forekomsten af sygdomme, skadedyr og ukrudtsarter.

En ændring af klimaet vil medføre en *ændring af de naturlige økosystemer*. Et varmere klima vil specielt ramme de plante- og dyrearter, der hører til den oprindelige flora og fauna. En ændring af flora og fauna vil have regionale konsekvenser for plante- og dyrelivet, idet nogle plante- og dyrearter vil forsvinde, mens nye vil komme til.

Slutkonsekvenserne ved drivhusgasserne fremgår af Figur 4.21.



Figur 4.21. Slutkonsekvenser i forbindelse med drivhusgasser.

Andre gasser

Under kategorien "andre gasser" henregnes her SO_2 , NO_x , NMVOC, CO og NH_3 .

SO_2

Når SO_2 udsendes til luften, omdannes det efterhånden til svovlsyre. Svovlsyren kan omsættes på to måder: svovlsyremolekylet kan deles i sulfat- og brint-ioner, som med nedbør vil føres tilbage til jorden eller til vandmiljøet. Ionerne vil have en forsurende virkning. Svovlsyren kan også neutraliseres ved at reagere med et stof som ammoniak i luften, hvorved der dannes ammoniumsulfat. Dette vil igen kunne deles op i ammonium- og sulfat-ioner med en forsurende virkning. Sulfatet bindes til partikler i luften, der kan transporteres over store afstande. Emissionen af SO_2 har således både lokal og regional virkning.

Udviklingen i udslippet af SO_2 i Danmark har været faldende siden begyndelsen af 1980'erne. Dette skyldes bl.a. energibesparelser og heraf stagnerende brændselsforbrug samt en bedre udnyttelse af brændslet ved indførelse af kraftvarmeverker. Derudover er der stillet krav om et mindre svovlindhold i olien, og der er sket en delvis omlægning i energisektoren fra olie som brændsel til kul og naturgas. Denne udvikling sammen med anvendelsen af højere skorstenene har betydet, at koncentrationen af SO_2 er faldet i byområderne, men til gengæld er nedfaldet i landområder blevet kraftigere, da SO_2 -emissionen ledes længere bort fra kilden. Kun 25% af SO_2 -depositionen i Danmark kommer fra danske kilder, mens nabolandene, især England og det østlige Tyskland, bidrager med resten (Miljøministeriet, 1991). Forsuringen som følge af SO_2 -udslippet rammer såvel jord som vand.

En ændring af surhedsgraden i jorden medfører en ændring af vegetationen og kan for skovenes vedkomme medføre skovdød.

Forsuringen af grundvandet medfører i første omgang, at vandet bliver hårdere og mere kemisk aggressivt, hvilket medfører at vandrør korroderer. Når grundvandets pH-værdi begynder at falde, opløses diverse metaller i jorden i

grundvandet og forurener således drikkevandet.

Forsuringen af søer og vandløb medfører en ændring af dyre- og plantelivet i vandet. Fisk, som normalt kan klare temmelig surt vand, kan risikere at dø, fordi de organismer, som de lever af, ikke kan overleve i det sure vand.

Også bygningsmaterialer bliver angrebet af SO_2 . SO_2 afsættes på overflader og omdannes her til svovlsyre, der angriber materialet. *Nedbrydningen* er specielt alvorlig for kulturelle værdier som statuer, sandstensornamenter o.lign., da det for sådanne værker er svært at udbedre skaden og bringe værket tilbage til dets oprindelige tilstand.

Ud over at SO_2 medfører sur regn med ovenstående konsekvenser, vil indholdet af SO_2 i luften påvirke menneskets luftveje og give *luftvejs- og hjertesygdomme* og dermed øget dødsrisiko.

NO_x

Mønstret for udslip af NO_x er det samme som for SO_2 . Afsætningen af NO_x er i Danmark kun for 7% vedkommende fra nationale kilder.

Emissionen af NO_x medfører de samme konsekvenser som emissionen af SO_2 . Emissionen af NO_x har således både *lokal* og *regional* virkning. Konsekvenserne ved NO_x -emissionen er følgende:

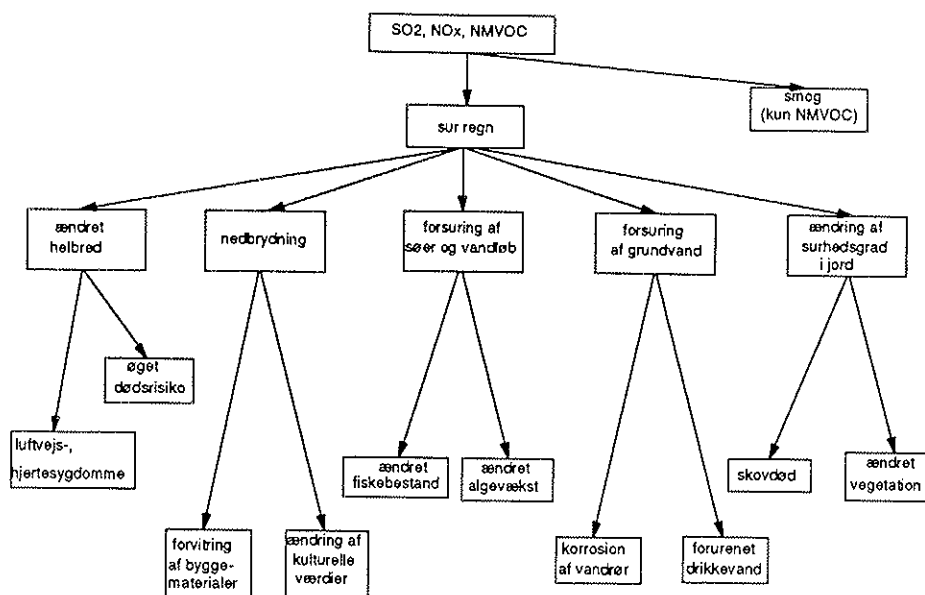
- Skovdød som følge af forsuring af jordbunden.
- Forurening af drikkevand, korrosion af vandrør som følge af en forsuring af grundvandet.
- Ændring af dyre- og planteliv i søer og vandløb p.g.a. forsuring og iltsvind i vandet.
- Nedbrydning af bygningsmaterialer forårsaget af sur regn.
- Luftvejs- og hjertesygdomme og øget dødshyppighed som følge af sur regn.

NMVOC

Betegnelsen NMVOC står for "non metan volatile organic compounds". Bl.a. PAH er en NMVOC-emission. NMVOC'er reagerer med NO_x og danner fotokemisk smog. Reaktionen sker under sollys, idet der her tilføres den nødvendige energi, der kan få processen til at forløbe. Den egentlige fotokemiske smog optræder hyppigst under sydlige himmelstrøg, når solindfaldet er tilstrækkeligt, og hvor meteorologiske og topologiske forhold modvirker, at de reagerende stoffer spredes.

Smog er nært beslægtet med forsuring, idet det i høj grad er de samme stoffer, der indgår, blot i meget høje koncentrationer. Konsekvenserne ved smog er således de samme som ved forsuring: skovdød, forurening af drikkevand, ændring af dyre- og planteliv i søer og vandløb, nedbrydning af bygningsmaterialer samt luftvejs- og hjertesygdomme og øget dødshyppighed.

Slutkonsekvenserne for SO_2 , NO_x og NMVOC er vist i Figur 4.22. Derudover er NO_x , NMVOC og CO indirekte drivhusgasser, der således forstærker drivhuseffekten.



Figur 4.22. Slutkonsekvenser ved SO_2 , NO_x og NMVOC.

CO

Udslip af CO påvirker *menneskets luftveje*, idet CO binder sig lettere til blodet end ilt. Ved høje koncentrationer af CO vil muskler, herunder hjertet, og hjerne således få mindre ilt tilført, og man bliver hurtigere forpustet. Kulilteforgiftning giver hovedpine og svimmelhed, og ved meget høje koncentrationer kan udslip af CO medføre død.

NH_3

NH_3 er et næringsstof. NH_3 , der er emitteret til luften, kan transporteres over lange afstande og vil ved deposition bidrage til eutroficerings af naturområder og af havet.

Partikler

Partikeludslip består af støv samt sporstofferne arsen, bor, kadmium, krom, kviksølv, nikkel, bly og selen. Stofferne arsen, kadmium, krom, nikkel, bly og selen optræder under forbrændingen i gasfase og absorberes senere til flyveaskepartikler, der kommer ud med røgen. Kviksølv, arsen, selen og til dels kadmium vil desuden blive udsendt som gasformig emission.

De partikelbundne metaller deponeres på jordoverfladen og vil trænge ned i de øverste jordlag. Metallerne vil således optages i planterne eller udvaskes til overfladevand eller grundvand. De forskellige metaller har forskellig binding til jorden. Således kan nævnes, at bly og krom bindes stærkt i jorden, mens kadmium og nikkel bindes relativt svagt.

Tungmetaller findes naturligt i jorden, i vand, i planter, i dyr og i vores egen krop, og flere af dem er nødvendige for, at de forskellige organer kan trives. Er koncentrationen af de pågældende metaller imidlertid for stor, kan metallerne være giftige og skadelige for miljøet. De mest problematiske tungmetaller er kadmium, bly og kviksølv, der alle er skadelige for naturen.

Ved optagelsen af metallerne i planter vil væksten påvirkes, således at udbyttet af afgrøden ændres, samtidig med at kvaliteten af planterne betragtet som foder eller føde for dyr og mennesker ændres. Den sundhedsmæssige betydning vil have forskellige effekter for de forskellige sporstoffer, idet visse af sporstofferne er relativt toksiske og kræftfremkaldende.

Arsen: Arsenforgiftninger er yderst sjældne, men ytrer sig ved nyresvigt.

Bor: Bor akkumuleres i nyrene. Indånding af borholdigt støv kan medføre forgiftning med bl.a. blodig opkastning, diaré og kramper. Kronisk borforgiftning medfører vægttab og let diaré.

Krom: Indånding af kromholdigt støv kan medføre bronkitis og eventuelt cancer i luftvejene.

Nikkel: Nikkelforbindelser kan medføre slimhindeirritation og kramper. Alvorlige forgiftninger kan medføre blodprop i hjertet.

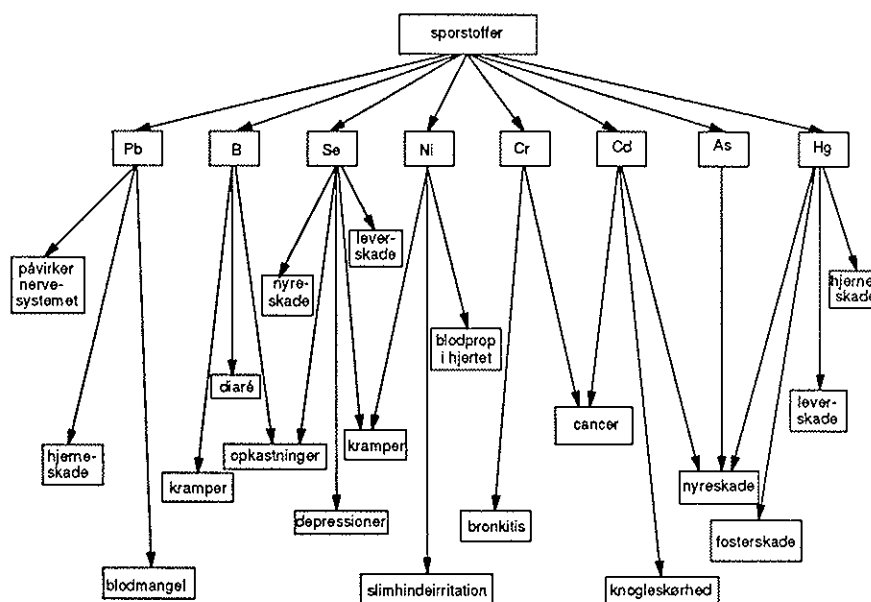
Selen: Indånding af selenholdigt støv kan medføre akut selenforgiftning, der bl.a. giver opkastninger og krampe. En kronisk forgiftning ytrer sig væsentligst ved depressioner, tab af hår og negle og undertiden lever- og nyrebeskadigelse.

Kadmium: Kadmium ophobes i nyrene og for store koncentrationer kan medføre nyreskader. I alvorlige tilfælde vil udslip af kadmium også medføre knogleskørhed på grund af at der opstår forandringer i organismens kalkomsætning. Kadmium mistænkes også for at være kræftfremkaldende.

Bly: Ved høje koncentrationer af bly hæmmes dannelsen af hæmoglobin, hvilket kan medføre blodmangel og ved meget høje koncentrationer direkte hjerneskade. Derudover påvirker bly nervesystemet.

Kviksølv: Kviksølv kan skade såvel lever, hjerne som nyrer. Kviksølv kan også medføre fosterskade i form af retardering eller vanskabelse.

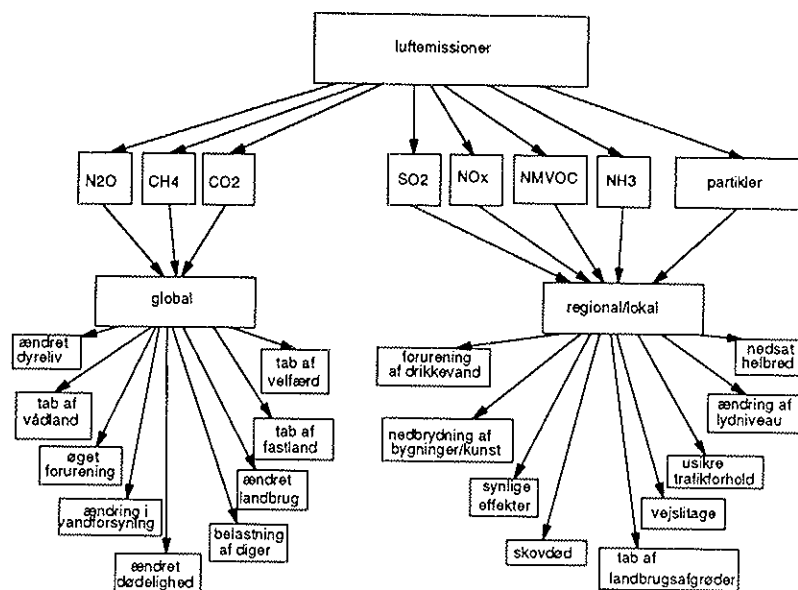
De slutkonsekvenser, de forskellige sporstoffer får på mennesket, er vist i Figur 4.23.



Figur 4.23. Slutkonsekvenser på mennesket ved de forskellige sporstoffer.

Det er imidlertid kun partikler, der størrelsesmæssig er under 10 µm, der kan skade luftvejene, idet de er så små, at de kan komme ned i lungerne. For kulfyrede værker gælder, at omkring 90% af artiklerne er under 10 µm.

Som tidligere nævnt påvirker nogle af emissionerne regionale områder, mens andre har en global påvirkning. De væsentligste slutkonsekvenser er vist på Figur 4.24, opdelt på global og regional/lokal effekt. Det er disse slutkonsekvenser, der vil blive søgt kvantificeret i kapitel 6.



Figur 4.24. Slutkonsekvenser opdelt på global og regional/lokal påvirkning.

4.7 Sammenfatning af identifikationen

I dette afsnit sammenfattes de i de foregående afsnit identificerede påvirkninger og slutkonsekvenser. Tabel 4.2 viser påvirkningen, opdelt på lokalt, regionalt og globalt niveau, for de fire typer anlæg. Endvidere viser tabellen hvilke påvirkninger, der er identificeret, men sorteret fra i indeværende kapitel som værende af mindre relevans og derfor ikke videreført i analysen, samt de påvirkninger der søges kvantificeret og monetariseret.

Tabel 4.3 viser de identificerede slutkonsekvenser, ligeledes opdelt på lokalt, regionalt og globalt niveau. Som for påvirkningerne er disse opdelt i den del, der søges kvantificeret/monetariseret, samt den del der ikke videreføres i analysen grundet mindre relevans. Det skal bemærkes, at de regionale og globale slutkonsekvenser udelukkende er en følge af emissioner til luft.

I tabellerne er blanke udtryk for ingen påvirkning/eksternalitet.

Tabel 4.2. Identificerede påvirkninger.

Påvirkning	Vind	Kul	Biomasse	Naturgas
<i>Lokalt</i>				
Emission til luft	(x)	x	x	x
- partikler	(x)	x	x	x
- lugt		(o)	o	(o)
Emission til vand		o	o	(o)
Emission til jord			o	
Udsendelse af lydsignaler	x	x	x	o
Indvirkning på elektromagnetisk stråling	o			
Indvirkning på flora og fauna	o	x	o	o
Indvirkning på naturoplevelse	x	x	o	
Påvirkning af lokaltrafik		x	x	o
<i>Regionalt</i>				
Emission til luft				
- ikke-drivhusgasser (SO ₂ , NO ₂ ...)	(x)	x	x	x
<i>Globalt</i>				
Emission til luft				
- drivhusgasser	(x)	x	x	x

o : identificeret/ikke kvantificeret

x : identificeret og søgt kvantificeret

() : kun identificeret ved etablering af anlæg

Tabel 4.3. Identificerede eksternaliteter.

Slutkonsekvenser	Vind	Kul	Biomasse	Naturgas
<i>Lokalt</i>				
Lugtgener		(o)	o	(o)
Nedsat helbred	(x)	x	x	x
Forurening af drikkevand		o	o	(o)
Ændring af naturens lydniveau	x	x	x	o
Forandring af dyre/planteliv	o	x	o	o
Påvirkning af horisont	x	x	o	
Skabelse af seværdighed	x	x	o	
Påvirkning af naturoplevelse	o	o	o	
Usikre trafikforhold		x	x	
Vejslitage			x	
Forurening af jord		o	o	
Udsendelse af fluktuerende lyssignaler	o			
Reduceret radio/TV-kvalitet	o			
<i>Regionalt</i>				
Nedsat helbred/død	(x)	x	x	x
Nedbrydelse af kulturværdier/bygninger	(x)	x	x	x
Forandring af dyre/planteliv	(x)	x	x	x
Korrosion af vandrør	(o)	o	o	o
Skovdød	(x)	x	x	x
Tab af landbrugsafgrøder	(x)	x	x	x
<i>Globalt</i>				
Ændret landbrug	(x)	x	x	x
Ændret skovbrug	(x)	x	x	x
Ændret fiskeri	(o)	o	o	o
Ændret turisme	(x)	x	x	x
Udvaskning af næringssalte	(o)	o	o	o
Hurtigere materialenedbrydning	(o)	o	o	o
Tab af fastland	(x)	x	x	x
Tab af vådland	(x)	x	x	x
Forøget kysterosion	(o)	o	o	o
Ændret kystøkologi	(o)	o	o	o
Belastning af diger	(x)	x	x	x
Ændring i vandforsyning	(x)	x	x	x
Ændret dyreliv/tab af biodiversitet	(x)	x	x	x
Ændret dødelighed	(x)	x	x	x
Hungerdød	(x)	x	x	x
Tab af velfærd (rumopvarmning og -afkøling)	(x)	x	x	x

o : identificeret/ikke kvantificeret
x : identificeret og søgt kvantificeret
() : kun identificeret ved etablering af anlæg

5 Kvantificering af påvirkningerne

5.1 Generelt

I det følgende er de i kapitel 4 identificerede påvirkninger søgt kvantificeret. Kvantificeringen knyttet sig hovedsageligt til de tekniske karakteristika for de enkelte anlæg. For hver teknologi følger gennemgangen faserne:

- Konstruktion af anlæg.
- Brændselscyklen.
- Drift og tilstedeværelse af anlægget.
- Skrotning af anlæg.

For *konstruktion af anlægget* opgøres den til anlæggets etablering nødvendig energi og de hermed forbundne emissioner. Dette beregnes ved hjælp af Danmarks Statistiks input-output matricer og omfatter såvel det danske som det internationale energiinput. Det totalt beregnede energiforbrug er omregnet til emissioner ved anvendelse af emissionskoefficienter for Danmark. Eventuelt suppleres disse emissioner med specifikke oplysninger om særligt miljøbelastende produktionsprocesser i forbindelse med konstruktion af anlægget.

Brændselscyklen omfatter tilvejebringelse af brændslet, transport heraf samt forbrænding og restprodukt. Alle elementer i brændselscyklen søges kvantificeret for de udvalgte påvirkninger.

Drift- og tilstedeværelse af anlægget omfatter værkets fysiske eksistens i naturen, samt øvrige påvirkninger grundet den daglige drift (eksklusiv selve forbrændingen og transport af brændsel). Anlæggene er forudsat opført på brakmark, græsareal eller lignende.

Skrotning af anlægget omfatter nedtagelse og bortskaffelse af bygninger m.v. Det forudsættes, at metaller genanvendes, og at påvirkninger ved denne genanvendelse tilskrives den senere brug af metallerne. Emissionerne ved energiforbruget til nedtagning af bygninger er så små, at de ignoreres.

Usikkerheder i kvantificeringen af påvirkninger er kategoriseret på ABC-niveau¹², hvor A er det mest sikre og C det mest usikre. For en række af de lokale påvirkninger er såvel en direkte kvantificering, men i særdeleshed den efterfølgende monetarisering vanskelig, for ikke at sige umulig.

Dette gælder for:

- Udsendelse af lydsignaler.
- Indvirkning på flora/fauna.
- Indvirkning på naturoplevelser.

For førstnævnte er det muligt at opgøre støjniveauet, men i den efterfølgende monetarisering er det ikke muligt at udskille støj fra andre eksterne påvirkninger (eksempelvis støj og tilstedeværelse af motorvej). For at opnå en samlet kvantificering/monetarisering er ovenstående tre påvirkninger derfor slået sammen og vurderet samlet.

Kvantificeringen af påvirkningerne er foretaget som antal boliger, der påvirkes

12. Hvor det er muligt, er usikkerheder søgt nærmere angivet end "kun" ved ABC-niveauet. A-niveauet omfatter et usikkerhedsinterval på $\pm 0-10\%$, B på $\pm 10-50\%$ og C-niveauet usikkerheder på over 50%.

inden for et givet areal, idet påvirkningsafstand er vurderet for de enkelte teknologier, og en gennemsnitsboligtæthed for en typisk placering af anlægget er beregnet. I monetariseringen er ændringer i værdien af disse boliger derefter bestemt. Metoden er simpel og gennemskuelig, man kan kun give en meget tilnærmet opgørelse af påvirkninger, bl.a. fordi det kun er fastboendes gener, der approksimativt beregnes – påvirkninger af turister o.lign. i området opgøres ikke. Metoden medtager kun påvirkningerne, der er direkte knyttet til et areal omkring værket, og der medtages således ikke påvirkningerne i forbindelse med kulmine og kalkbrud. Konsekvenserne af disse påvirkninger vil derfor ikke blive monetariseret.

I de efterfølgende afsnit 5.2-5.5 gennemgås kvantificeringer for vind, kulfyret kondensværk, biomasse kraftvarmeværk og naturgasbaseret kraftvarmeværk. Endelig opsummeres resultaterne i afsnit 5.6.

Resultaterne er umiddelbart sammenlignelige pr. kWh for vind og kul, samt for biomasse og naturgas. Sammenligning mellem casene, d.v.s. mellem vind/kul og biomasse/naturgas, er kun muligt under iagttagelse af de begrænsninger, nedennævnte yderligere forudsætninger medfører. Der er i vindcasen indført en gasturbine som back-up teknologi, således at der i vindcasen altid vil være mulighed for elproduktion. Det vil herved være muligt direkte at sammenligne vindkraft og kulbaseret el. For at opnå sammenlignelighed mellem biomasse og naturgas er det nødvendigt at ækvivalere disse anlæg på varmesiden, d.v.s. anlæggene dimensioneres til at yde den samme varmeproduktion¹³. For at opnå en rimelig fordeling af eksternaliteterne på el- og varme antages en effektivitet på 200% i varmeproduktionen, og varmets andel af det samlede bruttoenergiforbrug beregnes. En tilsvarende andel af påvirkningerne tilskrives derefter varmesiden (idet varme betragtes som spildproduktet), hvorefter de resterende påvirkninger tilskrives elproduktionen. Da ovennævnte effektivitetsprocent er en tilnærmet størrelse, vil det ikke være muligt at foretage en eksakt sammenligning mellem vind/kul og biomasse/naturgas.

5.2 Vind

I forbindelse med de forskellige faser i en vindmølles cyklus er der udpeget nogle få eksternaliteter, der vil blive søgt monetariseret. De påvirkninger, der medfører de udpegede eksternaliteter, vil her blive kvantificeret. I nogle enkelte tilfælde vil det ikke være muligt at kvantificere påvirkningen, og eksternaliteten vil derfor blive søgt monetariseret direkte i kapitel 7.

Kvantificeringen kan i flere tilfælde være forskellig afhængig af, om det er en enkelt vindmølle eller en vindmøllepark. Der vil derfor være to udgangspunkter: En enkelt 500 kW-vindmølle og en vindmøllepark på 5 MW med 10 vindmøller. Den enkelte vindmølle antages at have en elproduktion på 1.100 MWh pr. år ved en benyttelsestid på 2.200 timer, mens vindmølleparken producerer 11 GWh el om året.

Kvantificeringen vil blive delt op på de forskellige faser af vindmøllens cyklus.

Derudover kvantificeres påvirkningerne forbundet med konstruktionen af en gasturbine. Da vindmøllerne har en benyttelsestid på 2.200 timer, mens det kulfyrede værk har en benyttelsestid på 6.000 timer, antages vindmøllerne at have en kapacitetsværdi på 2.200/6.000 svarende til omkring 35%. Dette betyder, at der altid skal være en kapacitet på 35% af den installerede effekt til rådighed. Da

13. Dette er nødvendiggjort af, at et biomassefyret anlæg ikke producerer varme og el i samme forhold som et naturgasbaseret anlæg.

gasturbinen i vindstille perioder skal kunne modsvare samme kapacitet som en 5 MW vindmøllepark, vil den installerede gasturbine være af størrelsesordenen 1,8 MW.

5.2.1 Konstruktion og etablering af vindmølle

Ved konstruktion af såvel vindmølle som vindmøllepark er den eneste påvirkning, der vil forekomme, emissioner til luft.

Emissioner til luft

Anlægsfase

Ved hjælp af Danmarks Statistisk input-output tabeller er det muligt at finde det direkte og indirekte energiforbrug, der er medgået til konstruktion af en vindmølle. Investeringer i en 500 kW-mølle er i alt opgjort til 3,7 mio.kr. (1992), og ved anvendelse af energikoefficienter opgøres det samlede energiindhold i møllen til 3.300 GJ bruttoenergi. Ca. 60% af dette er el (omregnet til brutto), ca. 30% flydende brændsler og ca. 10% naturgas.

Ansættes møllens energiproduktion til 1.100 MWh/år og levetiden til 20 år, fås følgende emission af CO₂, NO_x og SO₂ pr. kWh-vindproduceret el (Tabel 5.1).

Tabel 5.1. Emission pr. kWh vindproduceret el ved konstruktion af vindmølle og tilknyttet gasturbine.

Emissioner	500 kW vindmølle g/kWh	1,8 MW gasturbine g/kWh
CO ₂	12,1	3,5
NO _x	0,04	0,02
SO ₂	0,05	0,03

Tabellen viser ligeledes emissionerne forbundet med konstruktion af en gasturbine på 16 MW (Pedersen, 1991). Det samlede energiindhold i gasturbinen er opgjort til 5 TJ bruttoenergi pr. MW el installeret, fordelt på ca. 50% kul og 50% olie. Emissionerne skal henføres til en energiproduktion svarende til en vindmøllepark på 10 møller på i alt 11 GWh/år.

Emissionsfaktorerne er beregnede ud fra en forudsætning om at erhvervsstrukturen i udlandet ligner erhvervsstrukturen i Danmark. Denne forudsætning er tvivlsom, og der antages derfor at være en metodisk usikkerhed på ±25%. Emissionsfaktorerne er i den rigtige størrelsesorden og tillægges ingen usikkerhed. Derimod må der tillægges en usikkerhed på såvel levetid som benyttelsestid for vindmøllen. Levetiden på 20 år tillægges en usikkerhed på ±10%, mens en benyttelsestid på 2.200 timer pr. år anses for at være temmelig konservativ, og der tillægges derfor en usikkerhed på +10%, -5%. Alt i alt fås en usikkerhed på emissionerne på +40%, -45% (idet emissionerne divideres med elproduktionen-benyttelsestiden), og resultatet henregnes derfor til usikkerhedskategori B₁. Tabel 5.2 viser det centrale skøn, samt mindste og højeste skøn for emissionerne ved konstruktion af vindmølle og gasturbine.

Tabel 5.2. Emissioner pr. kWh vindproduceret el ved konstruktion af vindmølle og gasturbine.

Emissioner	Min.	Centralt	Max.
CO ₂	8,58	15,6	21,8
NO _x	0,03	0,06	0,08
SO ₂	0,04	0,08	0,11

5.2.2 Tilstedeværelse af vindmølle

Tilstedeværelsen af en vindmølle eller en vindmøllepark vil medføre en påvirkning af horisonten, påvirkning af naturoplevelsen ved at gå i naturen, samt skabelse af en seværdighed. Skabelse af en seværdighed samt påvirkning af naturoplevelsen vil påvirke et vist område omkring vindmøllen/vindmølleparken.

I det område, der bliver påvirket med hensyn til flora og specielt fauna, antages boligerne at falde i værdi, og kvantificeringen vil derfor blive opgjort i boliger/kWh. Det samme område vil samtidig blive påvirket af støj fra vindmøllerne, og da det ved monetariseringen er svært at bedømme, hvor vidt det er p.g.a. støj fra vindmøllerne eller anden påvirkning, at boligernes værdi falder, vil monetariseringen og følgelig kvantificeringen ske under et. Kvantificeringen vil her ske under udsendelse af lydssignaler.

5.2.3 Drift og vedligeholdelse af vindmølle

Under driften af vindmøllen/vindmølleparken vil der forekomme støj, der kan genere omgivelserne. Påvirkningen, der forårsager denne støj, vil være udsendelse af lydssignaler. Derudover vil der være emissioner til luft i forbindelse med materialeforbrug ved drift af vindmøllen.

Udsendelse af lydssignaler

Vindmøllen/vindmølleparken vil udsende lydssignaler, der i et vist område udenom vindmøllen/vindmølleparken vil genere omgivelserne og de omkringliggende boliger. Det område, der vil blive generet vil være større for en vindmøllepark end for en enkelt vindmølle.

En enkelt 500 kW vindmølle antages at optage et areal på 0,13 km², idet det anbefales, at der ikke bygges boliger for dette område, svarende til en cirkel med en radius på 200 m. Vindmøllen antages at påvirke et område i en radius på 300 m udenfor dette areal med hensyn til støj og nedsat plante- og dyreliv, et område på ialt 0,66 km².

En 5 MW vindmøllepark bestående af 10 vindmøller beslaglægger tilsvarende et areal på 0,50 km², svarende til en cirkel med radius 400 m. Udenfor dette areal antages vindmølleparken at genere et område i en radius af 700 m fra vindmølleparken, svarende til et område på 3,30 km².

En vindmølle placeres ofte i forbindelse med mindre landsbyer med en beboelse på under 1.000 beboere eller i landdistrikter. Arealet pr. bolig for sådanne landdistrikter er ifølge Danmarks Statistik beregnet at være 0,07 km². Samme forhold antages for vindmølleparken.

Påvirkningen af boligerne i området antages at falde lineært, således at påvirkningen er maksimal helt tæt på vindmøllen, mens påvirkningen i afstanden 300 m fra vindmøllearealet og 700 m fra vindmølleparken er forsvindende. På

basis af dette og med anvendelse af de ovenfor nævnte påvirkede arealer og beboelsestætheder, vil der for en enkelt vindmølle være 4,9 boliger, der vil blive påvirket, mens der for vindmølleparkens vedkommende vil være 24,2 boliger, der bliver påvirket.

Med en elproduktion på 22 GWh over en 20 års periode, svarende til vindmøllens levetid, vil antallet af boliger, der bliver berørt af vindmøllen, være $0,22 \cdot 10^{-6}$ boliger/kWh.

Tilsvarende vil vindmølleparken med en elproduktion på 220 GWh på 20 år, berøre $0,11 \cdot 10^{-6}$ boliger/kWh.

Opgørelsen af påvirkningen af boliger bygger på en meget usikker metode med usikre antagelser om påvirkede arealer og antal beboelser, og der må forventes en væsentlig usikkerhed på +100% / -50%, d.v.s. for en enkelt vindmølle et mindste skøn på antal boliger påvirket på $0,11 \cdot 10^{-6}$ /kWh og maksimalt skøn på $0,44 \cdot 10^{-6}$ /kWh (for vindmølleparken $0,06 \cdot 10^{-6}$ min. og $0,22 \cdot 10^{-6}$ max). Tallene henregnes derfor til kategori C₁.

Emissioner til luft

Emissionerne, der forekommer i forbindelse med drift af vindmøllen, er udregnet på basis af Danmarks Statistiks input-output tabeller på samme måde som under "konstruktion og etablering". Bruttoenergiforbruget i forbindelse med drift af en 500 kW vindmølle er 1.026 GJ, svarende til en tredjedel af energiforbruget til konstruktion og anlæg af møllen. Emissionerne fremgår af Tabel 5.3:

Tabel 5.3. Emission ved drift af vindmølle.

Emissioner	Min. g/kWh	Centralt g/kWh	Max. g/kWh
CO ₂	2,07	3,76	5,26
NO _x	0,01	0,01	0,02
SO ₂	0,01	0,02	0,02

Emissionerne tillægges alt i alt en usikkerhed på +40%, -45% ligesom under "konstruktion og etablering", og resultatet henregnes derfor til usikkerhedskategori B₁. Tabel 5.3 viser det centrale skøn, samt mindste og højeste skøn.

5.2.4 Skrotning af vindmølle

I forbindelse med skrotning af vindmøllen afbrændes der polyester fra vingerne. Dette kan medføre udsendelse af gasser, der generer øjne og nedsætter åndedræt. Afbrænding af polyester vil dog ifølge Gad & Anderson (1990) kun medføre en meget ringe stigning i toksiske forbrændingsprodukter end afbrændingen af træ. Der vil derfor blive set bort fra de sundhedsskadelige effekter i forbindelse med skrotning af vindmøllen.

5.2.5 Resumé

De totale påvirkninger, der forekommer i forbindelse med vindmøllen/vindmølleparken, er vist i Tabel 5.4. Konstruktionen af gasturbinen indgår i emissionsopgørelsen.

Tabel 5.4. Påvirkninger/kWh for elektricitet produceret på vindmølle.

Totale påvirkninger	Kvantificering Min.	Kvantificering Centralt	Kvantificering Max.
Emissioner til luft, (g/kWh)			
CO ₂	10,65	19,36	27,06
NO _x	0,04	0,07	0,10
SO ₂	0,05	0,10	0,13
Udsendelse af lydsignaler, (boliger/kWh)			
500 kW-vindmølle	0,11*10 ⁻⁶	0,22*10 ⁻⁶	0,44*10 ⁻⁶
5 MW-vindmøllepark	0,06*10 ⁻⁶	0,11*10 ⁻⁶	0,22*10 ⁻⁶

Samlet vurderes emissionerne til luft at være i usikkerhedskategori B₁, mens udsendelse af lydsignaler vurderes til C₁.

5.3 Kondensværk fyret med kul

I forbindelse med det kulfyrede kondensværk er der i afsnit 4.3 udpeget de slutkonsekvenser, der vil blive søgt monetariseret. For at kunne foretage en monetarisering af disse slutkonsekvenser vil der i det følgende, i de tilfælde det er muligt, blive foretaget en kvantificering af påvirkningerne, der forårsager disse slutkonsekvenser. Nogle enkelte af påvirkningerne vil ikke kunne kvantificeres, men vil gå direkte videre til monetarisering i kapitel 7.

Ligesom for afsnit 4.3, hvor eksternaliteterne identificeres, vil kvantificeringen også blive relateret til de forskellige faser, der omhandler det kulfyrede kondensværk.

Kvantificeringen foretages for et kulfyret kondensværk på 350 MW. Værket er udstyret med afsvovlingsanlæg, der renser 85% af svovlen, og anlægget er ligeledes udstyret med de-NO_x-brændere, hvorved NO_x-udslippet reduceres med omkring 70%. Værket har en levetid på 25 år. Med en benyttelsestid på 6.000 timer og en virkningsgrad på 40% fås en årlig elproduktion på 2,1 TWh.

5.3.1 Anlægsfase

Emissioner til luft

Ved anvendelse af Danmarks Statistiks input-output tabeller er det muligt at beregne det samlede bruttoenergiforbrug, der er medgået til opførelse af et kulfyret kondenskraftværk. Det betragtede værk er på 350 MW, og den antagne investeringsomkostning er 8.000 kr./kW-installeret, heraf 20% til bygninger og 80% til det øvrige anlæg (ELSAM, 1992). Det samlede bruttoenergiforbrug pr. MW-installeret kan herefter beregnes til 7.100 GJ. Ca. 60% af dette antages at være el (bruttoenergi), ca. 30% flydende brændsel og ca. 10% naturgas.

Ved antagelse af en benyttelsestid på 6.000 timer og en levetid på 25 år fås herefter følgende emissioner, jvf. Tabel 5.5. Tallene i Tabel 5.5 er tillagt usikkerhedsfaktorer, og der er således angivet mindste, højeste og det centrale skøn.

Tabel 5.5. Emissioner pr. kWh ved anlæggets etablering.

Emissioner	Min. g/kWh	Centralt g/kWh	Max. g/kWh
CO ₂	2,5	3,8	5,3
NO _x	0,01	0,01	0,01
SO ₂	0,01	0,02	0,03

Emissionsfaktorerne er beregnede ud fra en forudsætning om at erhvervsstrukturen i udlandet ligner erhvervsstrukturen i Danmark. Denne forudsætning er tvivlsom, og det antages derfor, at der er en metodisk usikkerhed på $\pm 25\%$. Emissionsfaktorerne er i den rigtige størrelsesorden og tillægges ingen usikkerhed. Derimod må der tillægges en usikkerhed på såvel levetid som benyttelsestid for det kulfyrede værk. Levetiden på 25 år tillægges en usikkerhed på $\pm 5\%$, mens benyttelsestiden på 6.000 timer pr. år er temmelig højt sat, og den tillægges derfor en usikkerhed på $+5\%$, -10% . Alt i alt fås en usikkerhed på emissionerne på $+40\%$, -35% (idet emissionerne divideres med elproduktionen), og resultatet henregnes derfor til usikkerhedskategori B₁.

5.3.2 Brændselscyklus

Brændselscyklen vil som tidligere blive delt op i faserne: minedrift, lokaltransport, international transport, lagring/losning, forbrænding/elproduktion.

Minedrift

Ved minedriften vil der ske en ændring af naturens lydniveau, og der vil ske en ændring af dyre- og plantelivet i området. Derudover vil der opstå usikre trafikforhold i forbindelse med transport til og fra minen. Ved brydningen af kul vil der forekomme emissioner til luften. Endelig kan minen betragtes som en seværdighed. De påvirkninger, der i denne forbindelse, vil blive kvantificeret er følgende: udsendelse af lydsignaler, indvirkning på flora og fauna, påvirkning af trafikforhold, indvirkning på naturoplevelse samt udsendelse af emissioner til luft.

En analyse vedrørende kulimport i Danmark (Haaland, 1992) viser at ca. 60% af det importerede kul er overfladebrudte kul, mens 40% af kullene er undergrundsbrudte kul. Kullene importeres hovedsageligt fra USA (ca. 33%), Columbia (ca. 22%), USSR (ca. 12%) og Australien (ca. 12%). Derudover er der en mindre import fra Polen og England. Det varierer dog fra år til år, hvilke lande der importeres fra, afhængigt af priser og politiske forhold.

Da kullene således kommer fra vidt forskellige befolkningsområder, vil det ikke være muligt at definere en bestemt afstand, indenfor hvilken flora og fauna vil blive påvirket. Ligeledes vil det ikke være muligt at vurdere hvor mange boliger, der vil blive påvirket af støj fra kulminen, idet befolkningstætheden vil være meget forskellig fra område til område. Det samme gør sig gældende i betragtningen om kulminen som en seværdighed, og det kan derfor ikke vurderes, hvor mange boliger der påvirkes af at have en seværdighed beliggende i omegnen. Indvirkningen på trafikforholdene i området vil ligeledes være ukendt.

Derudover vil det forhold, at 60% af kulminerne er overjordiske og 40% er underjordiske, også have betydning, idet de underjordiske miner ikke antages at have indflydelse i samme omfang på flora, fauna og naturoplevelser i området. Hovedparten af de lande, der importeres fra, har såvel overjordiske som

underjordiske miner, men fordelingen inden for de enkelte lande kendes ikke.

På basis af ovenstående forhold vil en kvantificering af påvirkningerne omkring driften af kulminen blive så usikker, at det anses for bedre at afstå fra denne kvantificering.

Derimod kan udsendelsen af emissioner i forbindelse med brydningen af kul kvantificeres, da dette er uafhængigt af kulminens beliggenhed.

De væsentligste emissioner, der udsendes i forbindelse med brydningen af kullene, er CH_4 . Mængden af CO og CO_2 vil være ubetydelig i denne sammenhæng. Emissionsfaktorerne for CH_4 er forskellig for overflademineral og undergrundsmine. For overflademineral er emissionsfaktoren 2,33 kg/ton kul og fra undergrundsmine er den 18,31 kg/ton kul (Haaland, 1992). Med 60% import fra overfladiske miner og 40% fra underjordiske bliver den samlede emission på 8,72 kg/ton kul. Med et kulforbrug på kraftværket på 0,39 kg/kWh (ELSAM, 1992) bliver emissionen af CH_4 ved brydningen af kul 3,36 g/kWh eller omsat til CO_2 -ækvivalenter 37 g CO_2 -ækv./kWh. Omregningen til CO_2 -ækvivalenter foregår med GWP (global warming potentials) med 100 års integrationsperiode. GWP-faktoren for CH_4 er 11. Der er her usikkerhed forbundet med fordelingen af overflade- og underjordiske kul samt en betydelig usikkerhed forbundet med, hvor stor CH_4 -emissionen reelt er. Ligeledes er der usikkerhed forbundet med effektiviteten ved brydning af kul. Alt i alt vurderes usikkerheden på CH_4 -emissionen at være $\pm 30\%$ og i usikkerhedsklasse B_1 .

Der vil ligeledes forekomme emissioner i forbindelse med energiforbruget til udvinding af kul. Ved benyttelse af Danmarks Statistiks input-output tabeller kan energiforbruget opgøres til 275 MJ/ton kul fra overfladebrydning og 360 MJ/ton ved underjordiske miner (Pedersen, 1991). Alt i alt medfører dette et energiforbrug på 0,12 MJ/kWh el produceret fordelt på ca. 4% naturgas, 39% el og 57% flydende brændsler. Herved fås en emission på omkring 0,04 g SO_2 , 9,67 g CO_2 og 0,02 g NO_x per produceret kWh.

Emissionsfaktorerne er ligesom for anlægsfasen beregnede ud fra en forudsætning om, at erhvervsstrukturen i udlandet ligner erhvervsstrukturen i Danmark, og der tillægges derfor ligesom for anlægsfasen en usikkerhed på emissionerne på alt i alt +40% og -35%; resultatet henregnes derfor til usikkerhedskategori B_1 .

Alle de emissioner, der sker ved minedriften, vil være emissioner, der frigøres i udlandet. Emissionerne ud fra et minimalt, centralt og maksimalt skøn er vist i Tabel 5.6.

Tabel 5.6. Emissioner pr. kWh ved minedrift.

Emissioner	Min. g/kWh	Centralt g/kWh	Max. g/kWh
CO_2 -ækvivalenter	28,5	46,7	61,6
NO_x	0,01	0,02	0,03
SO_2	0,03	0,04	0,06

Lokaltransport af kul

Ved lokaltransporten af kul i udlandet vil der ske en udsendelse af emissioner til luft såvel fra kullene som i forbindelse med diesel som brændstof i tog. En del af godstransporten vil dog også foregå med elektriske tog, hvilket medfører nogle andre emissioner end dieseldrevne tog. Derudover vil der forekomme en udsendelse af lydsignaler, der specielt vil gøre sig gældende i havnen ved lastning

af kul.

Emissioner til luft

Det antages her, at hovedparten af kullene importeres fra Nordamerika, Columbia, USSR og Australien. Afstanden fra kulminen til havn varierer meget afhængigt af hvilket land, det drejer sig om. Typiske afstande i Nordamerika er mellem 600 og 1300 km, i Columbia 50-350 km, mens afstanden til havne i Australien er ca. 20-120 km (IEA Coal Research, 1993). På basis af dette antages kullene gennemsnitligt at blive transporteret 700 km fra kulminen til kysten. Det antages, at størstedelen af transporten foregår med dieseldrevne tog.

De emissioner, der vil blive udsendt under lokaltransporten af kul, vil derfor være følgende: SO₂, NO_x, CH₄, NMVOC, CO, N₂O, NH₃ og CO₂. Emissionerne af N₂O og NH₃ er dog minimale, og der ses bort fra disse. Emissionerne for et godstog pr. tonkilometer gods fremgår af Tabel 5.7.

Tabel 5.7. Emissioner ved lokaltransport af kul i g/tonkm (Niels Kilde pers. komm.).

	g/tonkm
SO ₂	0,10
NO _x	1,14
CH ₄	0,01
NMVOC	0,17
CO	0,46
CO ₂	79,49

Kulforbruget på værket er 0,39 kg/kWh. Ved en kultransport på 700 km til kysten og med en transport af toget tilbage igen uden gods fås emissioner som vist i Tabel 5.8.

Tabel 5.8. Emissioner ved lokaltransport af kul i g/kWh.

Emissioner	Min. g/kWh	Centralt g/kWh	Max. g/kWh
SO ₂	0,02	0,03	0,04
NO _x	0,23	0,31	0,37
NMVOC	0,04	0,05	0,06
CO ₂ -ækv.	16,2	21,6	25,9

Omsættes CO og CO₂ til CO₂-ækvivalenter, fås 21,6 g CO₂-ækv./kWh. GWP-faktorerne for CO og CO₂ er henholdsvis 1,4 og 1, idet CO omdannes til CO₂, der vejer 1,4 gange så meget.

Emissionerne af N₂O, CH₄ og NH₃ er så små, at der ses bort fra dem. Ligeledes ses der bort fra den emission af CH₄, der vil være fra kullene under transporten.

Da der i forbindelse med opgørelsen af emissionerne ved lokaltransport af kul er gjort forskellige antagelser vedrørende afstande og brændselsforbrug, vurderes emissionsopgørelsen metodisk at være i usikkerhedskategori B₁ med et usikkerhedsinterval på +20%, -25%. På baggrund af brændselsforbruget er opgørelsen højt sat, idet der her antages udelukkende at benyttes diesel på trods

af, at der flere steder benyttes eldrevne tog. Usikkerhedsintervallet er angivet i Tabel 5.8.

Emissionerne kan alle henregnes til udlandet.

Udsendelse af lydsignaler

Der vil være en udsendelse af lydsignaler i forbindelse med lokaltransporten, men da togtransporten antages at eksistere i forvejen, vil det specielt være støj i forbindelse med losningen i havnen, der kan betragtes som en eksternalitet. Her gør sig samme forhold gældende som under minedriften, at forholdene er så usikre, at det vælges at se bort fra denne påvirkning.

International transport

Emissioner til luft

Ved den internationale transport af kul vil der forekomme nogle emissioner som følge af olieforbruget til skibstransporten. De emissioner, der vil forekomme, er følgende: NO_x, CO, VOC, CO₂, SO₂ og PAH. Derudover vil der være et udslip af CH₄ fra kullene. Emissionerne fra skibstransporten opgives som emission pr. sømil. Det må derfor vurderes, hvor mange sømil et skib med en given mængde kul sejler, og hvor megen energi denne mængde kul kan producere. Kvantificeringen kan herefter opgives i emissioner pr. kWh.

Skibstransporten antages at foregå med en stor bulkcarrier med et olieforbrug på 199 kg/sømil. Skibet vil kun sejle med kul den ene vej og vil sejle tilbage uden last. Med en udnyttelse på 50% fås emissionsfaktorer (i gram/ton brutto gods/sømil), som vist i Tabel 5.9.

Tabel 5.9. Emissioner ved international transport af kul i g/ton/sømil (Niels Kilde pers. komm.).

Emissioner	g/t/nm
NO _x	0,19
CO	0,02
VOC	0,01
CO ₂	7,3
SO ₂	0,14

Kullene antages som tidligere primært at stamme fra Nordamerika, Australien og Columbia. Afstanden fra Nordamerika og fra Columbia til Danmark er ca. 7.500 sømil, mens afstanden fra Australien til Danmark er omkring 10.000 sømil. Det antages derfor, at kullene transporteres en gennemsnitlig afstand på 8.500 sømil. I Tabel 5.10 er vist emissioner pr. kWh som følge af den internationale transport med et kulforbrug på værket på 0,39 kg/kWh.

Idet CO₂ og CO omsættes til CO₂-ækvivalenter, fås en emission på 24,30 g CO₂-ækv./kWh.

CH₄-emissionen fra kullene i forbindelse med den internationale transport henregnes under lagring.

Ligesom ved opgørelsen af emissionerne ved lokaltransport af kul er der gjort forskellige antagelser vedrørende afstande, og emissionsopgørelsen vurderes derfor at være i usikkerhedskategori B₁ med et usikkerhedsinterval på ±25%, angivet i Tabel 5.10.

Tabel 5.10. Emissioner ved international transport af kul i g/kWh.

Emissioner	Min. g/kWh	Centralt g/kWh	Max. g/kWh
NO _x	0,47	0,63	0,79
VOC	0,02	0,02	0,03
CO ₂ -ækv.	18,23	24,30	30,38
SO ₂	0,35	0,46	0,58

Emissionerne kan alle henregnes til udlandet.

Lagring og losning

Emissioner til luft

Ved lagring og losning af kul i havnen vil der være et udslip af drivhusgasser. De drivhusgasser, der vil forekomme, er CH₄, CO og CO₂. Udslippet af drivhusgasser kan relateres til mængden af kul, der lagres. Ved at sammenholde mængden af kul med elproduktionen på kraftværket kan kvantificeringen udtrykkes som drivhusgas pr. kWh, idet emissionen af CH₄ og CO omsættes til CO₂-ækvivalenter.

Under lagringen af kul i Danmark vil der ske et tab i brændværdi af kullene. Dette tab antages i det følgende at være på 0,25% og være fordelt med 28% på CH₄-afgasning og 72% på ufuldstændig oxidation (CO) (Haaland 1992), mens der ikke vil være noget tab i brændværdi ved den fuldstændige oxidation (CO₂). På basis af disse forudsætninger fås emissioner som vist i Tabel 5.11.

Tabel 5.11. Emissioner til luft ved lagring af kul i kg/ton kul.

Emissionsfaktorer	kg/ton kul
CH ₄	0,37
CO	3,39
CO ₂	0
CO ₂ -ækvivalenter	8,7

Omregningen til CO₂-ækvivalenter foregår med GWP (global warming potentials) med 100 års integrationsperiode. GWP-faktorerne for CH₄, CO og CO₂ er henholdsvis 11, 1,4 og 1.

Omregnet til CO₂-ækvivalenter fås der ved et kulforbrug på 0,39 kg/kWh på værket en emission på 3,4 g CO₂-ækvivalenter/kWh.

Emissionerne til luft ved lagring og losning er forbundet med en usikkerhed i forbindelse med effektiviteten af værket, samt med tab i brændværdi. Effektiviteten af værket vurderes at have en usikkerhed på ±5%, mens tabet i brændværdi er forbundet med en usikkerhed på ±10%. Alt i alt vil emissionerne i forbindelse med lagring og losning være i usikkerhedskategori B₁ med en usikkerhedsmargin på ±15%. Emissionerne ved et minimalt, centralt og maksimalt tilfælde fremgår af Tabel 5.12.

Tabel 5.12. Emissioner ved lagring af kul i g/kWh.

Emissioner	Min. g/kWh	Centralt g/kWh	Max. g/kWh
CO ₂ -ækv.	2,9	3,4	3,9

Forbrænding/elproduktion

Ved forbrændingen af kul (elproduktionsfasen) vil der være følgende slutkonsekvenser, der skal monetariseres: nedsat helbred, forurening af drikkevand samt ændring af naturens lydniveau. Påvirkningerne herfor er emissioner til luft, emissioner til jord samt udsendelse af lydsignaler.

Emissioner til luft

Nedsat helbred er blandt andre ting en konsekvens af de emissioner og restprodukter, der forekommer ved elproduktionen på basis af kul. Kvantificeringen vil derfor blive udtrykt som emissioner pr. kWh.

Emissionerne, der udsendes fra det kulfyrede 350 MW kraftværk, er som vist i Tabel 5.13.

Tabel 5.13. Emissioner til luft ved kulfyret elproduktion i g/kWh (ELSAM UP92).

Emissioner	g/kWh
CO ₂	849
SO ₂	1,1
NO _x	0,8
CH ₄	0,0004
NM VOC	0,0004
CO	0,0028
N ₂ O	0,0008
Partikler (PM ₁₀)	0,18

Emissionen af såvel SO₂ som NO_x er relativ lille, idet der er installeret afsvovlingsanlæg og de-NO_x-brændere på anlægget.

CO₂, CH₄, CO og N₂O kan alle omregnes til CO₂-ækvivalenter med GWP-faktorerne 1, 11, 1,4 og 270. Herved fås samlet en emission fra værket på 849,2 g CO₂-ækv./kWh, 0,8 g NO_x/kWh og 1,1 g SO₂/kWh.

Derudover vil der være en mindre mængde sporstoffer fra kullene, der sendes ud med røgen i form af partikler. De sporstoffer, der er tale om, er følgende: arsen, bor, kadmium, krom, kviksølv, nikkel, bly og selen. Partiklerne indeholder ligeledes en mængde støv.

Partikelemissionen fra det kulfyrede værk er på 0,2 g/kWh. Hovedparten af partikelemissionen er støv. Bor udgør omkring 93% af sporstofemissionen. Da det er ca. 90% af partiklerne, der er under 10 mikrometer, d.v.s. så små at de kan skade luftveje etc., bliver udsendelsen af skadelige partikler 0,18 g/kWh.

Emissionerne til luft er forbundet med en usikkerhed på effektiviteten af værket, vurderet til ±5%. Emissionsfaktorerne tillægges ingen usikkerhed. På basis af dette placeres emissionerne ved forbrændingen i usikkerhedskategori A₁.

Tabel 5.14. Emissioner ved kulfyret elproduktion i g/kWh, min., centralt og max. skøn.

Emissioner	Min. g/kWh	Centralt g/kWh	Max. g/kWh
CO ₂ -ækv.	807	849	891
NO _x	0,8	0,8	0,8
SO ₂	1,1	1,1	1,2
Partikler (PM ₁₀)	0,17	0,18	0,19

Udsendelse af lydsignaler

En ændring af naturens lydniveau vil ske som følge af den støj, der udsendes fra pumper, turbiner o.lign. i forbindelse med elproduktionen. Denne påvirkning vil blive kvantificeret i forbindelse med indvirkningen på flora og fauna ved tilstedeværelse og drift af anlæg, idet såvel udsendelse af lydsignaler som indvirkning på flora og fauna er forhold, der påvirker områder i en vis afstand fra værket.

5.3.3 Tilstedeværelse og drift af værk

Ved tilstedeværelsen og drift af det kulfyrede kraftværk vil der være følgende slutkonsekvenser, der skal monetariseres: Ændring af naturens lydniveau, forandring af dyreliv, forandring af planteliv samt usikre trafikforhold. De påvirkninger, der skal kvantificeres i denne forbindelse, er udsendelse af lydsignaler, indvirkning på flora og fauna samt påvirkning af trafikforhold. Udsendelse af lydsignaler og indvirkning på flora og fauna vil i det følgende blive kvantificeret under et.

Udsendelse af lydsignaler/Indvirkning på flora og fauna

I forbindelse med det kulfyrede værk vil der ske en udsendelse af lydsignaler som følge af driften af turbiner o.lign., men også i forbindelse med trafik til og fra værket. Derudover vil der ske en indvirkning på flora og fauna omkring værket. Der tages ikke her hensyn til det areal inden for værkets område, der påvirkes, idet der er taget højde for dette ved prissætning af grunden til værket.

Et kulfyret værk på 350 MW antages at udgøre et areal på omkring 235.000 m². Omsættes dette til arealet af en cirkel, fås en radius på 275 m. Skønsmæssigt antages det kulfyrede værk at påvirke de omkringliggende boliger op til en radius på 700 m fra værket. Påvirkningen vil være størst tættest på værket og antages at falde lineært til nul i en radius på 700 m. Det areal, der påvirkes af det kulfyrede værk, er ud fra disse forudsætninger på 2.750.000 m².

Det kulfyrede værk antages at være beliggende i et område, defineret som en mellemting mellem bynæssig bebyggelse og landområde. Ud fra dette er arealet pr. bolig beregnet iflg. Danmarks Statistik til at være 7.000 m². På basis af dette og med antagelsen, at påvirkningen falder lineært til nul inden for arealet, vil det kulfyrede værk påvirke 196 boliger. Med en elproduktion på det kulfyrede værk på 52,5 TWh over levetiden på 25 år fås det antal boliger, der er påvirket pr. produceret kWh til $3,7 \cdot 10^{-9}$.

Opgørelsen af påvirkningen af boliger bygger på en meget usikker metode med usikre antagelser om påvirkede arealer og antal beboelser, og der må forventes en væsentlig usikkerhed på +100% / -50%, dvs. et mindste skøn på antal boliger

påvirket på $1,9 \cdot 10^{-9}$ /kWh og maksimalt skøn på $7,4 \cdot 10^{-9}$ /kWh. Tallene henregnes derfor til kategori C₁.

Påvirkning af trafikforhold

Der vil forekomme en påvirkning af trafikforholdene omkring det kulfyrede værk, idet der vil være en øget trafik til værket. Trafikken vil hovedsageligt være personbiler, da den mest belastende trafik vil være transport for de personer, der til dagligt er beskæftiget på værket, og derfor hver dag kører frem og tilbage til deres arbejdsplads.

Det antages, at folk i gennemsnit kører 10 km til og fra arbejde hver dag. Der er i dag 6.065 antal beskæftigede ved hele elproduktionen i Danmark. På basis af en elproduktion i Danmark på 28,5 TWh kan påvirkningen af trafikforhold opgøres til 0,0043 m/kWh. Påvirkningen af trafikforhold i forbindelse med denne transport er dermed så lille, at der ses bort fra den.

5.3.4 Skrotning af anlæg

I forbindelse med skrotningen af kraftværket er der ikke fundet nogle slutkonsekvenser, der går videre til monetarisering, og der foretages derfor ingen kvantificering af de påvirkninger, der er omkring skrotningen.

5.3.5 Resumé

De totale påvirkninger, der forekommer i forbindelse med det kulfyrede værk, er vist i nedenstående Tabel 5.15.

Tabel 5.15. Samlede påvirkninger ved kulfyret kraftværk.

Totale påvirkninger ved kulfyret værk	Kvantificering Min.	Kvantificering Centralt	Kvantificering Max.
Emissioner til luft, (g/kWh)			
CO ₂ -ækvivalenter	875	949	1018
SO ₂	1,5	1,7	1,9
NO _x	1,5	1,8	2,0
Partikler (PM ₁₀)	0,17	0,18	0,19
VOC	0,02	0,02	0,03
NMVOC	0,04	0,05	0,06
Udsendelse af lydsignaler/ indvirkning på flora og fauna, (boliger/kWh)	$1,9 \cdot 10^{-9}$	$3,7 \cdot 10^{-9}$	$7,4 \cdot 10^{-9}$

Samlet vurderes emissionerne til luft at være i usikkerhedskategori A₁, mens påvirkning af trafikforhold og udsendelse af lydsignaler/indvirkning på flora og fauna vurderes til C₁.

Emissionerne af CO₂, SO₂ og NO_x ved forbrænding/elproduktion udgør størstedelen af den samlede emission i forbindelse med det kulfyrede anlæg. Det har derfor stor betydning, at der er valgt et nyt anlæg med både de-NO_x-brændere og afsvovlingsanlæg. Ved et anlæg af samme størrelsesorden og med samme elproduktion, men uden disse foranstaltninger ville den samlede NO_x-emission

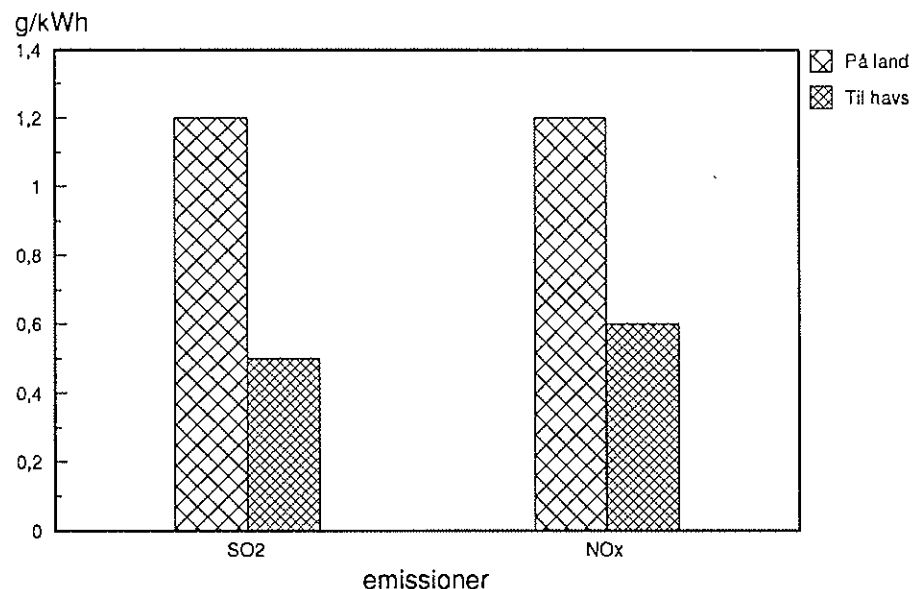
stige til 4,3 g/kWh og SO₂-emissionen ville være 6,9 g/kWh.

I forbindelse med monetariseringen har det betydning, hvor emissionerne frigøres geografisk. Specielt fordelingen af SO₂, NO_x og partikler er vigtig, idet disse emissioner medfører såvel regionale som lokale konsekvenser. Fordelingen fremgår af Tabel 5.16.

Tabel 5.16. Samlede emissioner fordelt på Danmark og udlandet, centralt skøn.

Emissioner til luft	Danmark	Udlandet
CO ₂ -ækvivalenter	856 g/kWh	93 g/kWh
SO ₂	1,1 g/kWh	0,6 g/kWh
NO _x	0,8 g/kWh	1,0 g/kWh
VOC	-	0,02 g/kWh
NMVOG	-	0,05 g/kWh
Partikler	0,18 g/kWh	-

Af de nævnte emissioner i udlandet er der 0,6 g NO_x pr. kWh og 0,5 g SO₂ pr. kWh, der falder på havet i forbindelse med den internationale transport, jvf. Figur 5.1, og disse emissioner vil derfor ikke have betydning for de regionale konsekvenser med sur regn.



Figur 5.1. SO₂ og NO_x fordelt på land og hav.

5.4 Flis fra energiskov i decentralt kraftvarmeværk

I forbindelse med det biomassefyrede decentrale kraftvarmeværk er der i afsnit 4.4 udpeget de slutkonsekvenser, der vil blive søgt monetariseret. For at kunne foretage en monetarisering af disse, vil der i det følgende - i de tilfælde det er muligt - blive foretaget en kvantificering af påvirkningerne, der forårsager disse slutkonsekvenser. Nogle enkelte af påvirkningerne vil ikke kunne kvantificeres, men vil gå direkte videre til monetarisering i kapitel 7.

Ligesom for afsnit 4.4, hvor eksternaliteterne identificeres, vil kvantificeringen også blive relateret til de forskellige faser, der omhandler det biomassefyrede

kraftvarmeværk.

Kvantificeringen foretages ud fra et flisgasfyret decentralt kraftvarmeværk, der består af en fluid bed forgasser efterfulgt af en gasturbine og en dampturbine. Kraftvarmeværket har en levetid på 25 år.

Forgasningsanlægget antages at have en indfyret effekt på 40 MW og en fuldlastdriftstid på 3.600 timer/år. Det giver et årligt flisforbrug på 518 TJ eller 28.780 tons tørstof ved en brændværdi på 18 GJ/tons tørstof¹⁴. Forgasningsanlægget har en levetid på 20 år.

For det samlede system med forgasnings- og kombianlæg fås en netto-elvirkningsgrad på 30% og en netto-totalvirkningsgrad på 80%, idet egetforbruget af elektricitet er fraregnet. Nøgletal fremgår af Tabel 5.17.

Tabel 5.17. Nøgletal for biomassebaseret decentralt kraftvarmeværk.

Driftstid: 3.600 timer. 250 starter per år. Installeret effekt 13 MW _{el}		per kWh _{el}
Flisforbrug	29.000 tons TS/år	3,3 kWh
Elproduktion, netto	43.000 MWh/år	1 kWh _{el}
Varmerproduktion	72.500 MWh/år	1,7 kWh _{varme}

Ved allokeringen af miljøpåvirkningerne mellem el- og varmerproduktionen er det antaget, at varmen bliver produceret med en virkningsgrad på 200%, og at resten af biomasseforbruget bliver henregnet til elektricitetsproduktionen. Der regnes således med en (netto-)elvirkningsgrad på 40% i det centrale skøn. Ved beregningerne af mindste og højeste skøn over påvirkningerne antages en elvirkningsgrad på henholdsvis 42% og 37%.

5.4.1 Anlægsfase

Emissioner til luft

Når anlægsprisen for kraftvarmeværket kendes, er det muligt at finde det anvendte energiforbrug og de dermed forbundne emissioner til luft af NO_x, CO₂ og SO₂ ved hjælp af Danmarks Statistiks input-output tabeller.

Opførelsesprisen på et flisgasfyret decentralt kombianlæg med en installeret effekt på 13 MW_{el} ansloges i 1990 til at være ca. 92 mio.kr. På baggrund af denne anlægspris kan der beregnes emissioner til luft på 44 tons SO₂, 31 tons NO_x og 7.500 tons CO₂ (Pedersen, 1991).

Tilsvarende er opførelsesprisen på forgasningsanlægget i 1990 anslået til at være ca. 69 mio.kr. På baggrund af denne anlægspris kan der beregnes emissioner til luft på 42 tons SO₂, 29 tons NO_x og 7.000 tons CO₂.

Med en afskrivning af elproduktionens andel af disse emissioner over elektricitetsproduktionen i den forventede levetid på henholdsvis 25 for kombianlægget og 20 år for forgasseren, fås emissionsfaktorer, som i Tabel 5.18.

Usikkerheden i input-output tabellerne vurderes til at være på ±25%. Derudover er usikkerheden på kraftvarmeværkets levetid antaget at være ±20%. Emissionerne henregnes til usikkerhedsklasse B₁.

14. Brændværdien for træ er 19 GJ/tons tørstof (ved 0% vandindhold). Brændværdien mindskes med stigende vandindhold. En brændværdi på 18 GJ/tons tørstof svarer til et vandindhold på 30%. (Kelkjær, 1992)

Tabel 5.18. Emissioner ved anlæg af flisfyret decentralt kraftvarmeværk.

Emissioner til luft i g/kWh	Min.	Centralt	Max.
CO ₂	9	11	15
SO ₂	0,04	0,05	0,07
NO _x	0,06	0,07	0,09

5.4.2 Brændselscyklen

Ved den følgende kvantificering af eksternaliteter ved træflisfyret decentral kraftvarme er der ved det centrale skøn antaget, at energiskoven bliver dyrket med otte fireårige høstcykler og en samlet omdriftslængde på 32 år. Det er endvidere antaget, at der for hver omdrift bliver tilført 2.170 kg N-gødning, 260 kg P-gødning og 730 kg K-gødning per hektar. Den fosfat og kalium, der bliver ført bort med pilen til kraftvarmeværket, bliver tilbageført med asken, således at der efter første høst kun er N-gødning, der skal tilføres udefra.

Det er antaget, at de ovenfor nævnte dyrkningsfaktorer vil give et årligt gennemsnitligt udbytte på 9 tons/ha.

Ved beregningerne af et mindste skøn over påvirkningerne antages et udbytte på 10 tons tørstof/ha ved femårige høstcykler og en omdriftslængde på 40 år. Ved beregningerne af et højeste skøn antages et udbytte på 8 tons/ha ved treårige høstcykler og en omdriftslængde på 21 år.

Forventningen til tørstofproduktionen bygger på erfaringer fra tidligere danske forsøg, hvor tørstofproduktionen var 6-8 tons/ha og udenlandske vurderinger af, at den maksimale tørstofproduktion er 15-20 tons/ha. Da de danske forsøg er sket med gamle pilekloner på jorder, der kan betegnes som marginale, vurderes det, at produktionen kan øges, men at der er lang vej til de udenlandske vurderingers 15-20 tons/ha. En tørstofproduktion på 8-10 tons/ha vurderes derfor til at være realistisk som et gennemsnit for danske energiskove i fremtiden.

Flisforbruget på kraftvarmeværket svarer til produktionen fra 3.100 hektar energiskov.

Dyrkning af energiskov samt flishugning

Ved dyrkningen af energiskov er emissioner til luft og emissioner til jord identificerede til kvantificering. Der er emissioner til luft i forbindelse med fremstilling og brug af land-/skovbrugsmaskiner, fremstilling af kunstgødning, samt fordampning fra energiskoven. Der er emissioner til jord i forbindelse med brug af pesticider og kunstgødning.

Emissioner til luft

Dieselolieforbruget til dyrkning af energiskov og flishugning er beregnet til 12,6 l/tons tørstof eller 0,23 MJ/kWh_{el}. På baggrund af beregninger af energiforbruget ved kortere og længere høstcykler og omdriftslængder anvendes 0,20 og 0,27 MJ/kWh_{el} som henholdsvis laveste og højeste skøn.

Emissionerne til luft ved anvendelse af land- og skovbrugsmaskiner er angivet i Tabel 5.19.

Emissionerne vurderes at henhøre til usikkerhedskategori A₁. Emissionerne i forbindelse med energiforbruget til indvinding og raffinering af dieselolien er medtaget i Tabel 5.24 og Tabel 5.25 under transport.

Tabel 5.19. Emissioner til luft ved brug af land-/skovbrugsmaskiner i g/kWh
Emissionsfaktorerne er fra Fenhann & Kilde (1994), partikler dog fra Vattenfall (1992).

Emissioner til luft i g/kWh	Min.	Centralt	Max.
SO ₂	0,019	0,021	0,026
NO _x	0,24	0,27	0,32
N ₂ O	0,0004	0,0005	0,0005
CH ₄	0,0019	0,0021	0,0026
NMVOG	0,036	0,040	0,048
CO	0,094	0,11	0,13
CO ₂	15	16	20
NH ₃	2*10 ⁻⁵	2*10 ⁻⁵	3*10 ⁻⁵
Partikler (PM ₁₀)	0,02	0,023	0,03

Emissionerne til luft i forbindelse med fremstilling af land/skovbrugsmaskiner er beregnede på baggrund af anskaffelsespriser og økonomiske levetider angivet i Kelkjær (1992) samt Danmarks Statistiks input-output tabeller og angivet i Tabel 5.20.

Tabel 5.20. Emissioner ved fremstilling af land-/skovbrugsmaskiner i g/kWh.

Emissioner til luft i g/kWh	Min.	Centralt	Max.
CO ₂	3,1	4,9	7,1
NO _x	0,0077	0,012	0,017
SO ₂	0,014	0,022	0,032

Usikkerheden i input-output tabellerne vurderes til at være på $\pm 25\%$. Derudover er der usikkerheder med hensyn den anvendte maskintid per tons tørstof, samt el-virkningsgraden på kraftvarmeværket. Samlet vurderes denne usikkerhed til at være på -11% og $+20\%$. Emissionerne henregnes til usikkerhedsklasse B₁.

Produktionen af N-gødning kræver et energiforbrug på 35,3 MJ/Kg ammoniak-N og 42,3 MJ/kg urea-N. Der anvendes naturgas til denne gødningsproduktion (Bøckman, 1991). Ved det centrale skøn er antaget at gødningsforbruget fordeler sig ligeligt mellem ammoniak og urea. Som et laveste skøn kan det antages, at kvælstofbehovet bliver dækket af spildevandsslam. Der skal så ikke anvendes kunstgødning. Energiforbruget til transport af f.eks. spildevandsslam til energikøven henføres ikke til energikøven, da der er tale om en affaldsbortskaffelse for renseanlægget. Emissionerne i forbindelse med brug af spildevandsslam sættes således til nul, idet udbringning af gødningen allerede er indregnet under anvendelse af land- og skovbrugsmaskiner. Som et højeste skøn antages, at der udelukkende anvendes urea, at udbyttet er lavt, samt at el-virkningsgraden er lav. Emissionerne ved fremstilling af gødning er vist i Tabel 5.21.

Tabel 5.21. Emissioner ved fremstilling af gødning i g/kWh.

Emissioner til luft i g/kWh	Min.	Centralt	Max.
CO ₂	0	8,3	10
NO _x	0	0,036	0,044
SO ₂	0	~0	~0

Usikkerheden ved emissioner til luft i forbindelse med gødningsfremstilling vurderes at høre til kategori B₁, selv om intervallet er meget stort nedadtil og ellers skulle være i usikkerhedskategori C₁.

Ud over de ovennævnte emissioner til luft vil der fordampe N₂O svarende til mellem 0,4 og 3,2% af den tilførte N-gødning (Jørgensen et al., 1993), NH₃ svarende til 2,9% af den tilførte N-gødning (Asmann et al., 1993), og 25 kg NMVOC pr. hektar pr. år fra de dyrkede arealer (Fenger et al., 1990). Fordampningen af NMVOC fra energiskoven er "naturlig", men er medtaget, da dyrkningen af energiskov øger mængden af den naturligt forekommende NMVOC-fordampning fra området i forhold til, hvis der var tale om et engområde eller almindelige landbrugsafgrøder. Elektricitetsproduktionens andel af fordampningsemissionerne er angivet i Tabel 5.22.

Tabel 5.22. Emissioner til luft som følge af fordampning fra energiskoven i g/kWh.

Emissioner til luft i g/kWh	Min.	Centralt	Max.
N ₂ O	0,014	0,063	0,12
NMVOC	0,13	1,4	15
NH ₃	0,12	0,13	0,14

Usikkerhederne på de angivne fordampningsemissioner må anses for at være relativt store, idet der kan være betydelig forskel fra sted til sted, og der ikke findes fuld klarhed om N₂O-fordampningen. Emissionerne vurderes til at være i usikkerhedsklasse C₁, dog B₁ for NH₃.

Emissioner til jord

Europarådet skønnede i 1992, at 1-2% af det årlige forbrug af pesticider vil bevæge sig mod grundvandet (Haaland & Søndergård, 1994). I et notat fra Greenpeace (Haaland & Søndergård, 1994) opgøres en liste over 36 pesticider, som er fundet i drikkevand, herunder Clopyralid og Terbutylazin, som benyttes ved dyrkning af energiskove. Ved anvendelse på 4 l Terbutylazin/ha før vækstsæson ved kulturanlæg og 1,2 l Clopyralid/ha tidligt eller sent i vækstsæsonen, en nedsivning på 1-2% og en koncentration under detektionsgrænsen, vil Clopyralid forurene 400-800 m³ grundvand/omdrift/ha og Terbutylazin 250-500 m³ grundvand/omdrift/ha. I alt er der tale om en potentiel forureningsrisiko af 650-1300 m³ grundvand/omdrift/ha eller 0,001-0,002 m³/kWh.

Et absolut laveste skøn er, at drikkevand ikke bliver forurenet med pesticider, idet der enten ikke vil blive anvendt pesticider, eller de bliver fortyndet til under detektionsgrænsen. Den største forurening af grundvand forekommer, hvis pesticiderne bliver fortyndet til lige netop detektionsgrænsen. Dette vil give en forurening af 0,002 m³ grundvand/kWh. Som centralt skøn anvendes 0,001 m³/kWh.

Forurening af grundvandet henregnes til usikkerhedskategori C₁.

Transport af flis til kraftvarmeværk

I forbindelse med transport af flis bliver emissioner til luft, påvirkning af lokaltrafik og vejslitage kvantificeret.

Der er antaget en gennemsnitskørselsafstand på 20 km mellem energiskoven og kraftvarmeværket. Som et laveste og højeste skøn over kørselsafstanden kan anvendes 15 og 40 km. En gennemsnitsafstand på 20 km er lille i forhold til andre undersøgelser af flistransporter, men er rimelig, da der er tale om et relativt lille decentralt kraftvarmeværk, og der kan formodes en tendens til at der laves produktionsaftaler med landbrug i lokalområdet.

Emissioner til luft

Emissionerne til luft fra transport af flis til kraftvarmeværket er angivet i Tabel 5.23.

Tabel 5.23. Emissioner til luft ved transport af flis til kraftvarmeværk i g/kWh. Emissionsfaktorerne er fra Fenhann & Kilde (1994), partikler dog fra Vattenfall (1992).

Emissioner til luft i g/kWh	Min.	Centralt	Max.
SO ₂	0,020	0,028	0,061
NO _x	0,21	0,29	0,63
N ₂ O	0,0006	0,0009	0,0019
CH ₄	0,0013	0,0019	0,0041
NM VOC	0,042	0,059	0,13
CO	0,21	0,30	0,65
CO ₂	15	21	46
NH ₃	6*10 ⁻⁵	9*10 ⁻⁵	0,0002
Partikler (PM ₁₀)	0,011	0,015	0,033

Emissionerne vurderes at henhøre til usikkerhedskategori C₁.

Emissionerne i forbindelse med energiforbruget til indvinding og raffinering af den anvendte dieselolie til land- skovbrugsmaskiner og transport er angivet i nedenstående Tabel 5.24 og Tabel 5.25.

Emissionerne til luft i forbindelse med indvinding og raffinering af olie vurderes til at høre til usikkerhedskategori B₁.

Tabel 5.24. Emissioner til luft ved indvinding af olie i g/kWh.

Emissioner til luft i g/kWh	Min.	Centralt	Max.
SO ₂	0	0	0
NO _x	0,00019	0,00024	0,00042
N ₂ O	6,4*10 ⁻⁰⁷	8,1*10 ⁻⁰⁷	1,4*10 ⁻⁰⁶
CH ₄	0,014	0,018	0,032
NM VOC	0,0031	0,0039	0,0068
CO	5,7*10 ⁻⁵	7,2*10 ⁻⁵	0,00013
CO ₂	0,036	0,046	0,080

Tabel 5.25. Emissioner til luft ved raffinering af dieselolie i g/kWh.

Emissioner til luft i g/kWh	Min.	Centralt	Max.
SO ₂	0,0021	0,0027	0,0047
NO _x	0,0022	0,0028	0,0049
N ₂ O	$2,4 \cdot 10^{-5}$	$3,1 \cdot 10^{-5}$	$5,4 \cdot 10^{-5}$
CH ₄	0,00051	0,00065	0,0011
NMVOG	0,0040	0,0051	0,0089
CO	0,00027	0,00034	0,00060
CO ₂	1,2	1,6	2,7

Påvirkning af lokaltrafik

Påvirkningen af lokaltrafik antages at være en funktion af de kørte km, og angives i m/kWh.

Transporten til kraftvarmeværket bliver foretaget med lastbiler med anhænger, der kan tage 80 rummeter flis. Da hver rummeter flis indeholder 170 kg tørstof, vil det sige, at flisforbruget på kraftvarmeværket svarer til, at der bliver leveret 2.120 læs flis per år.

Da kørselsafstanden antages at være 20 km hver vej, bliver det samlede årlige trafikarbejde på 84.800 km. Elproduktionens andel af denne transport udgør ca. 1,5 m/kWh. Som laveste og højeste skøn anvendes henholdsvis 1,1 og 3,2 m/kWh.

De kørte km anses for at være i usikkerhedskategori B₁.

Vejslidage

Vejslid er en funktion af de kørte km og akseltrykket på vejen. Akseltrykket vil være forskelligt, alt efter om lastbilen er fuld eller tom. Dette er der dog korigeret for i den senere monetarisering af vejsliddet, idet der anvendes en gennemsnitsomkostning pr. lastbilkilometer. Resultatet af ovenstående påvirkning af lokaltrafik kan således også anvendes til vurdering af vejsliddet.

Forbrænding/elproduktion

I forbindelse med forbrænding/elproduktion er det kun emissioner til luft, der bliver kvantificeret.

Emissioner til luft

Emissionerne til luft i forbindelse med forbrænding/elproduktion er vist i nedenstående Tabel 5.26, hvor der er antaget elvirkningsgrader på henholdsvis 42, 40 og 37%.

Emissionen af CO₂ er sat til nul, da der er tale om frigivelse af det kulstof, der er blevet optaget i energiskoven i løbet af væksten. Emissionen af SO₂ og partikler er meget lave, da brændslets indhold af svovl og partikler bliver rensat ud af flisgassen inden afbrænding i gasturbinen, da der ellers ville ske en uforholdsmæssigt stort slid på gasturbinen.

Emissionerne til luft i forbindelse med drift af kraftvarmeværket vurderes til usikkerhedskategori A₁.

Tabel 5.26. Emissioner ved elproduktion på decentralt flisfyret kraftvarmeværk. Emissionsfaktorerne er fra Fenhann & Kilde (1994), Pace University Center (1991), US/CEC (1992, 1993) samt Pedersen (1991).

Emissioner til luft i g/kWh	Min.	Centralt	Max.
SO ₂	~0	~0	~0
NO _x	0,87	0,91	0,98
N ₂ O	0,034	0,036	0,039
CH ₄	0,27	0,29	0,31
NM VOC	0,41	0,43	0,46
CO	1,3	1,4	1,5
CO ₂	0	0	0
Partikler (PM ₁₀)	5*10 ⁻⁵	5,5*10 ⁻⁵	6*10 ⁻⁵

5.4.3 Resumé

De totale påvirkninger, der forekommer i forbindelse med elektricitetsproduktionen på det biomassefyrede decentrale kraftvarmeværk er vist i nedenstående Tabel 5.27. Drivhusgasserne er omregnede til CO₂-ækvivalenter ved benyttelse af GWP-faktorer for CO, CO₂, CH₄ og N₂O på henholdsvis 1,4, 1, 11 og 270.

Tabel 5.27. Samlede påvirkninger ved elproduktion på biomassefyret decentralt kraftvarmeværk.

Totale påvirkninger ved biomassefyret værk	Min.	Centralt	Max.
Emissioner til luft i g/kWh			
CO ₂ -ækvivalenter	63	96	150
SO ₂	0,095	0,12	0,19
NO _x	1,4	1,6	2,1
Partikler (PM ₁₀)	0,031	0,038	0,063
NM VOC	1,6	1,9	16
NH ₃	0,12	0,13	0,14
Emissioner til jord i m ³ grundvand/kWh	0	0,001	0,002
Påvirkning af trafikforhold/Vejslitage i m/kWh	1,1	1,5	3,2

Emissionerne til luft vurderes samlet til at være i usikkerhedskategori A₁ og påvirkninger af lokaltrafik samt vejslitage i kategori B₁.

Emissionerne af NO_x, SO₂ og partikler, der emitteres på havet er så små, at der ikke er grund til at foretage opsplitting af emissioner på havet og emissioner på land.

5.5 Naturgasfyret decentralt kraftvarmeværk

Det undersøgte naturgasfyrede kombianlæg har en indfyret effekt på 45,6 MW. For kombianlægget fås en nettoelvirkningsgrad på 43,7% og en totalvirkningsgrad på 87,7%, når der er taget hensyn til egetforbrug af el (Pedersen, 1991). Nøgletallene for kraftvarmeværket er angivet i Tabel 5.28.

Tabel 5.28. Nøgletal for naturgasbaseret decentralt kraftvarmeværk.

Driftstid: 3.600 timer. 250 starter per år. Installeret effekt 20 MW _{el}		per kWh _{el}
Naturgasforbrug	600 TJ/år	2,3 kWh
Elproduktion, netto	72.000 MWh/år	1 kWh _{el}
Varmeproduktion	72.00 MWh/år	1 kWh _{varme}

Ved allokeringen af miljøpåvirkningerne mellem el- og varmeproduktionen er antaget, at varmen bliver produceret med en virkningsgrad på 200%, og at resten af gasforbruget bliver henregnet til elektricitetsproduktionen. Der regnes således med en elvirkningsgrad på 55,6% i det følgende. Ved beregningen af et højeste og laveste skøn anvendes elvirkningsgrader på henholdsvis 53 og 57%.

5.5.1 Anlægsfase

Når anlægsprisen for kraftvarmeværket kendes, er det muligt at finde det anvendte energiforbrug og de dermed forbundne emissioner til luft af NO_x, CO₂ og SO₂ ved hjælp af Danmarks Statistiks input-output tabeller.

Opførelsesprisen på et naturgasfyret decentralt kombianlæg med en installeret effekt på 20 MW_{el} ansloges i 1990 til at være ca. 109 mio.kr. (Pedersen, 1991). På baggrund af denne anlægspris kan der beregnes emissioner til luft på 46 tons SO₂, 32 tons NO_x og 8.000 tons CO₂. Med en afskrivning af elproduktionens andel af disse emissioner over elektricitetsproduktionen i den forventede levetid på 25 år, fås emissionsfaktorerne vist i Tabel 5.29.

Tabel 5.29. Emissioner ved anlæg af naturgasfyret decentralt kraftvarmeværk.

Emissioner til luft i g/kWh	Min.	Centralt	Max.
SO ₂	0,012	0,022	0,032
NO _x	0,009	0,016	0,023
CO ₂	2,2	4,0	5,8

Usikkerheden i input-output tabellerne vurderes til at være på ±25%. Derudover er usikkerheden på kraftvarmeværkets levetid antaget at være ±20%. Emissionerne henregnes til usikkerhedsklasse B₁.

5.5.2 Brændselscyklus

I brændselscyklen bliver emissioner til luft i forbindelse med gasindvinding og forbrænding/elproduktion kvantificerede. Fordampning af naturgas fra transmissionsnettet bliver inkluderet i emissionerne fra gasindvindingen.

Emissioner ved gasindvinding

Indvinding af naturgas giver anledning til emissioner til luft i forbindelse med udslip af naturgas til atmosfæren, flaring samt i forbindelse med energiforbrug på indvindings- og behandlingsplatforme.

Udslippet af naturgas til atmosfæren i forbindelse med indvinding anslås til at ligge mellem 0,1% (Haaland, 1992) og 0,2% (Pedersen, 1991) af den producerede mængde. Dansk naturgas indeholder 81% metan og 17% NMVOC.

Den mængde gas, der bliver flaret i forbindelse med gasindvinding, svarer til 0,8% af den ilandførte mængde, eller 14 MJ/GJ_{el}. Energiforbruget til indvinding og behandling af naturgassen svarer til 68 MJ/GJ_{el} (Pedersen, 1991).

Emissionerne til luft i forbindelse med gasindvinding og behandling er angivet i Tabel 5.30.

Tabel 5.30. Emissioner ved gasindvinding. Emissionsfaktorerne er fra Fenhann & Kilde (1994). Emissionsfaktor for partikler dog fra Pace University Center (1991) og US/CEC (1993).

Emissioner til luft i g/kWh _{el}	Min.	Centralt	Max.
SO ₂	~0	~0	~0
NO _x	0,086	0,088	0,092
N ₂ O	0,00028	0,00029	0,00030
CH ₄	0,12	0,18	0,24
NMVOC	0,029	0,040	0,052
CO	0,016	0,017	0,018
CO ₂	14,2	14,6	15,3
Partikler (PM ₁₀)	1,7*10 ⁻⁶	1,8*10 ⁻⁶	1,9*10 ⁻⁵

Emissionerne ved energiforbruget på platformene i Nordsøen vurderes til at høre til usikkerhedsklasse A₁. Emissionsfaktorerne for flaring og udslip af naturgas er derimod mere usikre, således at emissionerne til luft af CH₄ og NMVOC i forbindelse med indvinding af naturgas henregnes til usikkerhedsklasse B₁.

Forbrænding/elproduktion

Emissionerne til luft i forbindelse med forbrænding/elproduktion er angivet i nedenstående Tabel 5.31.

Tabel 5.31. Emissioner ved elproduktion på decentralt naturgasfyret kraftvarmeværk. Emissionsfaktorerne er fra Fenhann & Kilde (1994). Partikler dog fra Pace University Center (1991) og US/CEC (1993).

Emissioner til luft i g/kWh	Min.	Centralt	Max.
SO ₂	0,0019	0,0019	0,0020
NO _x	0,82	0,84	0,88
N ₂ O	0,0063	0,0065	0,0068
CH ₄	0,025	0,026	0,027
NMVOC	0,025	0,026	0,027
CO	0,082	0,084	0,088
CO ₂	361	370	389
Partikler (PM ₁₀)	3,8*10 ⁻⁵	4,0*10 ⁻⁵	4,2*10 ⁻⁵

Ved beregningerne af emissionerne til luft ved det minimale og maksimale skøn er der anvendt en elvirkningsgrad på henholdsvis 53 og 57%. Emissionerne til luft vurderes til usikkerhedskategori A₁.

5.5.3 Resumé

De totale påvirkninger, der forekommer i forbindelse med elektricitetsproduktionen på det naturgasfyrede decentrale kraftvarmeværk er vist i nedenstående Tabel 5.32. Drivhusgasserne er omregnede til CO₂-ækvivalenter ved benyttelse af GWP-faktorer for CO, CO₂, CH₄ og N₂O på henholdsvis 1,4, 1, 11 og 270.

Tabel 5.32. Samlede påvirkninger ved elproduktion på naturgasfyret decentralt kraftvarmeværk.

Totale påvirkninger ved naturgasfyret værk	Min.	Centralt	Max.
Emissioner til luft i g/kWh			
CO ₂	382	393	415
SO ₂	0,014	0,024	0,034
NO _x	0,92	0,94	1,0
Partikler (PM ₁₀)	4,0*10 ⁻⁵	4,2*10 ⁻⁵	4,4*10 ⁻⁵
NMVOC	0,054	0,066	0,079

De samlede emissioner til luft i forbindelse med el-produktion på naturgasbaseret decentralt kraftvarmeværk vurderes til at ligge i usikkerhedskategori A₁.

Af hensyn til monetariseringen er det hensigtsmæssigt at opdele emissionen af SO₂, NO_x og partikler i emissioner på land og emissioner på havet, idet kun en lille del af emissionerne på havet vil være skadevoldende på land. Opdelingen er foretaget i Tabel 5.33.

Tabel 5.33. Opdeling af lokalt/regionalt betydende emissioner til luft ved elproduktion på naturgasfyret decentralt kraftvarmeværk i emissioner på havet og emissioner på land.

Emissioner til luft i g/kWh	Min.	Centralt	Max.
Emissioner på land			
SO ₂	0,012	0,024	0,034
NO _x	0,83	0,86	0,90
Partikler (PM ₁₀)	3,8*10 ⁻⁵	4,0*10 ⁻⁵	4,2*10 ⁻⁵
Emissioner til havs			
SO ₂	~0	~0	~0
NO _x	0,086	0,088	0,092
Partikler (PM ₁₀)	1,7*10 ⁻⁶	1,8*10 ⁻⁶	1,9*10 ⁻⁶

5.6 Opsummering af kvantificerede resultater

Tabel 5.34 og 5.35 viser de kvantificerede påvirkninger opdelt på henholdsvis emissioner og andre forhold. Endvidere er foretaget en kategoriopdelingen på ABC-niveau¹⁵. De i Tabel 5.35 angivne km er udtryk for påvirkninger af trafikforhold, og de påvirkede boliger er en tilnærmet variabel for støjpåvirkning samt indvirkning på flora/fauna og naturoplevelse.

15. Da ABC-niveauet her dækker over flere grupper, er der tale om en tilnærmet kategorisering.

Tabel 5.34. Påvirkninger/kWh (emissioner).

	Vind	Kul	Biomasse*	Naturgas*	Kate- gori
	g/kWh				
<i>Lokalt</i> Emissioner til luft - partikler, herunder arsen, bor, cadmium etc.		0,17-0,19	0,03-0,06	$3,8-4,2 \cdot 10^{-5}$	B ₁
<i>Regionalt</i> Emissioner til luft - SO ₂	0,05-0,13	1,5-1,9	0,1-0,2	0,01-0,03	A ₁
- NO _x	0,04-0,10	1,5-2,0	1,4-2,1	0,9-1,0	A ₁
- NMVOC		0,04-0,06	1,6-16	0,05-0,08	A ₁
<i>Globalt</i> - CO ₂ -ækvivalenter	15,9	939,3	74,0	384,0	A ₁

* Biomasse og naturgas er ækvivaleret gennem den samme størrelse varmeproduktion.

Tabel 5.35. Påvirkninger/kWh (andre forhold).

	Vind	Kul	Biomasse*	Naturgas*	Kate- gori
	g/kWh				
<i>Lokalt</i> Øget kørsel (m/kWh)			1,1-3,2		B ₁
Øget vejslitage (m/kWh)			1,1-3,2		B ₁
Antal påvirkninger boliger/kWh	$0,11-0,44 \cdot 10^{-6}$	$1,9-7,4 \cdot 10^{-9}$			C ₁

* Biomasse og naturgas er ækvivaleret gennem den samme størrelse varmeproduktion.

6 Kvantificering af fysiske slutkonsekvenser

6.1 Metodisk grundlag

I kapitlerne 4 og 5 er de væsentlige påvirkninger fra energisystemerne på omgivelserne identificerede, og størrelsen af disse påvirkninger (f.eks. emissionen af forurenende gasser) er angivet i det omfang, det er muligt. I dette kapitel analyseres de slutkonsekvenser, der følger af disse påvirkninger. Målet er at sammenholde konsekvenserne med de forskellige typer af påvirkninger ("dose-response") og at kvantificere så mange af konsekvenserne som muligt (f.eks. antallet af døde og beskadigede træer fra sur regn pr. ton SO₂, eller antallet af opståede lungesygdomme pr. ton NO_x). Tabel 6.1 viser hvilke af slutkonsekvenserne, der behandles i dette afsnit, samt hvilke der monetariseres direkte fra kvantificeringen i de tidligere afsnit.

Tabel 6.1. Slutkonsekvenser der behandles i dose-response afsnittet, subsidiært i monetariseringsafsnittet.

Slutkonsekvens	Dose-response	Monetarisering
<i>Lokalt</i>		
Visuel, lydmæssige o.lign. gener	nej	direkte
Helbredseffekter	ja	ja
Trafikusikkerhed	nej	direkte
Vejslitage	nej	direkte
<i>Regionalt</i>		
Helbredseffekter	ja	ja
Tab i landbrug	ja	ja
Tab i skovbrug	ja	ja
Skader på bygninger og monumenter	nej	direkte
<i>Globalt</i>		
Dødelighed	ja	ja
Tab af ferskvand	ja	ja
Tab i landbrug	ja	ja
Tab i skovbrug	ja	ja
Tab i vådland	ja	ja
Tab af fastland	ja	ja
Kystsikring	nej	direkte
Tab af biodiversitet	nej	direkte
Tab af velfærd	nej	direkte
Rumopvarmning og -afkøling	nej	direkte
Ændret turisme	nej	direkte
Forurening	ja	nej

At belyse konsekvenserne af ovennævnte påvirkninger indebærer en række problemer, både fordi datamaterialet er utilstrækkeligt, og fordi nogle af påvirkningerne ikke blot virker lokalt, men tillige har regionale og globale konsekvenser. Dette har ført til en række kontroverser i den internationale litteratur, både med hensyn til de grundlæggende metodiske principper og hvad angår anvendelsen af (usikre) data.

De tidlige analyser stammer især fra tyske undersøgelser, f.eks. Heinz (1980), Wicke (1986), Hohmeyer (1988), Friederich et al. (1989) og Ottinger (1990). De er fuldt op i de seneste år med bidrag fra blandt andre Hohmeyer (1992), Cline (1992), Pearce, Bann & Georgiou (1992), Fankhauser (1993b), Friederich & Voss (1994) samt i foreløbige rapporter fra et fællesprojekt mellem EU og USA: CEC/US Joint Study on Fuel Cycle Costs (1993).

Følgende punkter har givet anledning til de største problemer:

- Usikkerheder i relation til dose-response funktioner og modeller.
- Ikke-kvantificerbare slutkonsekvenser.

For at gennemføre analyserne har det været nødvendigt at indføre en række simplificerende antagelser, som vil blive beskrevet i det følgende.

Vanskelighederne optræder især ved analysen af de regionale og globale konsekvenser, hvor der vil blive benyttet sur regn fra SO₂ som regionalt eksempel og drivhuseffekt fra CO₂ som globalt eksempel.

De lokale konsekvenser afhænger af de specifikke omstændigheder i omegnen af påvirkningskilden. I nogle undersøgelser har man benyttet sig af en såkaldt *referenceplacering*, som skulle definere de typiske omgivelser for et energianlæg af den pågældende art. Dette kan være en brugbar metode, når det drejer sig om store, centrale energianlæg, men er ikke velegnet ved analysen af små, decentrale anlæg, som kan opstilles i mange forskellige former for omgivelser. Derfor må metoden modificeres i relation til dette projekt.

Eksempel 1: Sur regn fra SO₂

Emissionen af SO₂ i Danmark ved afbrænding af kul og olieprodukter kan anrette skader ved nedfald af sur regn i det meste af Europa, specielt i Sverige på grund af de overvejende vestlige vinde. Det vil sige, at SO₂-emissionen har *regionale konsekvenser*. Samtidig stammer den sure regn i Danmark ikke alene fra danske SO₂-emissioner, men fra emissioner i hele Europa, f.eks. i Storbritannien og i Ruhr-området.

Det ville ikke være rimeligt at begrænse analysen af de danske SO₂-emissioner til de konsekvenser, der findes inden for landets grænser. I princippet burde en detaljeret analyse kortlægge nedfaldet af sur regn fra danske SO₂-emissioner i hele Europa og beregne konsekvenserne ud fra kendskabet til de lokale forhold i nedfaldsområdet. På dette grundlag kunne man så kvantificere de samlede konsekvenser i form af menneskelige sygdomme, skader på landbrugsafgrøder og skove, korrosion af bygninger og maskiner, skader på kunstværker m.v.

Ud fra meteorologiske data er der gennemført en grov kortlægning af fordelingen af den sure regn i Europa, men på det eksisterende datagrundlag vil det i praksis ikke være muligt at gennemføre en detaljeret analyse, som den ovenfor angivne. Som et enkelt problem blandt mange kan nævnes, at effekten af sur regn på en skov vil afhænge både af andre samtidige påvirkninger (klimatiske, andre forureninger) og af skovens generelle tilstand. Sammenhængen mellem forureningsdosis og slutkonsekvens vil typisk være stærkt ulineær: under en vis tærskelværdi vil effekten ikke være mærkbar, derefter kommer et område, hvor effekten vokser med dosen, og endelig kan dosen blive så høj, at skaden ikke kan blive større (mætningseffekt). Tilsvarende forhold kan være gældende ved en række af de andre slutkonsekvenser.

Kvantificeringen af slutkonsekvenserne vil derfor afhænge af de specifikke, lokale forhold både i Danmark og ved nedfaldsstedene i udlandet. I denne fase af projektet vil det ikke være muligt at gennemføre en detaljeret analyse, som tager hensyn til disse forhold. Som alternativ er det valgt at benytte nogle gennem-

snitstal for Tyskland og Storbritannien, som især er baseret på de foreløbige resultater fra projektet CEC/US (1993). I dette projekt har man bl.a. analyseret slutkonsekvenserne af emissioner fra to kulfyrede kraftværker placeret på konkrete steder i Tyskland og Storbritannien. Fordelingen af landbrugsafgrøder og skovarealer i forhold til de to kraftværker vil ikke nødvendigvis være typisk for danske forhold. Ved at vælge talværdier svarende til centrale områder i Europa, er de regionale aspekter ved konsekvenserne af den sure regn imidlertid i et vist omfang tilgodeset.

Eksempel 2: Drivhuseffekt fra CO₂

Ved enhver afbrænding af fossile brændsler emitteres CO₂, som bidrager til den menneskeskabte drivhuseffekt. Det samme kan siges om afbrændingen af biomasse, men forskellen er, at biomassen ved opvækst absorberer en tilsvarende mængde CO₂, således at nettobidraget til drivhuseffekten er nul (når man ser bort fra indirekte bidrag stammende fra eventuelt forbrug af fossile brændsler i forbindelse med produktionen af biomassen). Emissionen af CO₂ har primært *globale konsekvenser* i form af den menneskeskabte drivhuseffekt, hvor CO₂ i dag regnes at bidrage med omkring 60% i forhold til den samlede effekt fra alle drivhusgasser.

Den væsentligste effekt er globale klimaændringer i sammenhæng med stigende temperaturer og ændringer i nedbørsforholdene. Blandt konsekvenserne kan nævnes: flytning af klima- og plantebælter, stigning af verdenshavene og en forøgelse af frekvens og størrelse for ekstreme klimatiske hændelser (tørke, orkaner, tornadoer, oversvømmelser m.v.).

Den videnskabelige beskrivelse af disse forhold er meget kompliceret, og der er betydelige usikkerheder i forbindelse med en række af relationerne i de anvendte modeller. De fleste klimaeksperter er dog enige om, at en fordobling af koncentrationen af drivhusgasser i atmosfæren i forhold til førindustriel tid vil medføre en forøgelse på mellem 1,5° og 4,5°C af gennemsnitstemperaturen på kloden og en stigning af verdenshavene på 20 cm til 100 cm (IPCC, 1990a). Ofte omregner man effekten af de forskellige drivhusgasser til CO₂-ækvivalenter. For nemheds skyld vil der i det følgende blive henvist til en fordobling af koncentrationen af drivhusgasser ved betegnelsen "2×CO₂".

Konsekvenserne af 2×CO₂ vil bl.a. være, at en række af verdens vigtigste landbrugsområder (f.eks. i USA) risikerer en stærk reduktion i frugtbarhed, at en række lavtliggende områder (f.eks. i Bangladesh og Egypten) bliver oversvømmede, og at saltvand vil infiltrere det ferske grundvand. Det kan indebære alvorlige problemer for verdens fødevarerforsyning, og store økonomiske og sociale problemer for de områder, som må evakueres på grund af oversvømmelser.

I mange undersøgelser har man som tidshorisont benyttet perioden frem til 2×CO₂ som basis for analyserne. Det vil typisk svare til år 2030 til 2060 afhængigt af de underliggende scenarier. Cline (1992) har dog gjort opmærksom på, at udviklingen ikke stopper med denne fordobling af koncentrationen af drivhusgasser, og at analyserne bør have en betydeligt længere tidshorisont, måske helt frem til år 2150. Dette vil på den anden side introducere nye former for usikkerheder i relation til udviklingen af samfundsformer og teknologier over et så langt tidsspan som 150 år. I rapporten er der valgt en tidshorisont svarende til 2×CO₂, vel vidende at man på den måde sandsynligvis kommer til at undervurdere slutkonsekvenserne.

De alvorlige konsekvenser af den menneskeskabte drivhuseffekt vil næppe ramme Danmark så hårdt i første omgang. Dog kan det skabe problemer for dansk landbrug, hvis klimaet bliver mere ustabilt. Det bliver svært for danske landmænd at planlægge deres produktion, hvis tørkeperioder afløses af kraftige nedbørs-

perioder på uforudsigelig måde.

Også i dette tilfælde ville det være urimeligt at begrænse analysen til de konsekvenser, som falder inden for Danmarks grænser. Danmarks emission af CO_2 bidrager på lige fod med andre landes emission til den globale drivhuseffekt og de globale klimaændringer. Problemet er at kvantificere effekten, bl.a. fordi den må ses i sammenhæng med den samlede udledning af CO_2 i verden over de næste 50 til 100 år. Relationerne må antages at være stærkt ulineære. Så længe CO_2 -koncentrationen i atmosfæren holdes under en vis tærskelværdi (omkring den nuværende koncentration) må konsekvenserne forventes at blive ret moderate. En sådan stabilisering af CO_2 -koncentrationen i atmosfæren kræver imidlertid en kraftig reduktion af industrilandenenes emissioner for at tillade en nødvendig vækst i u-landenes materielle levestandard. Tages samtidig hensyn til den kraftige vækst i u-landenes befolkninger, peger nylige analyser på, at industrilandene skal reducere deres CO_2 -emission med mere end 90% over de næste 40 år (Meyer et al., 1993).

Det fremgår således, at konsekvenserne af den danske CO_2 -emission afhænger af, hvilket scenario der antages for den globale CO_2 -emission over de næste 50 til 100 år. Hvis man skal dømme ud fra de hidtidige reaktioner på FN-topmødet i Rio i 1992, må en sandsynlig udvikling indebære en fortsat forøgelse af CO_2 -koncentrationen i atmosfæren i de næste 50 år. De væsentligste konsekvenser af en sådan udvikling er omtalt ovenfor.

I IPCCs analyser (IPCC, 1990a) er drøftet flere forskellige scenarier. I scenariet svarende til "business as usual" forventes $2 \times \text{CO}_2$ at indtræffe i år 2030. I andre scenarier, hvor der gøres en større indsats for at reducere emissionen af drivhusgasser, udskydes fordoblingstidspunktet til 2060 eller 2090.

I forhold til den førindustrielle tidsalder (før 1850) er koncentrationen af CO_2 i atmosfæren allerede forøget med ca. 29% (fra 280 ppm til 360 ppm). Da "leve-tiden" af CO_2 i atmosfæren er over 100 år, har emissionerne i perioden fra 1850 til i dag således bidraget til de konsekvenser, der kan forventes i de næste 50 til 100 år. Det rejser det problem, om man bør indregne de fortidige bidrag ved vægtningen og fordelingen af konsekvenserne fra CO_2 -emissionen i dag. Da målet er så vidt muligt at monetarisere de eksterne slutkonsekvenser stammende fra dagens energisystemer, og da fortidens emissioner vanskeligt kan pålægges nogen betaling, er det valgt at se bort fra de fortidige emissioner i den forbindelse.

Hvad angår de fremtidige emissioner, må der tages stilling til, hvilken vægt man vil tillægge emissionerne i et givet år i fremtiden i forhold til emissionerne i dag. I økonomisk teori er det normalt at tilbagediskontere fremtidige omkostninger til udgangsåret under anvendelse af en passende diskonteringsrente. I CEC/US (1993) diskuteres en række argumenter for og imod brugen af tilbagediskontering i forbindelse med miljøeffekter, ligesom størrelsen af den anvendte rente vurderes ud fra forskellige synspunkter.

I forbindelse med den menneskeskabte drivhuseffekt er forholdene ret specielle, fordi effekten afhænger af den *akkumulerede* drivhuskoncentration over tiden. Valget af vægtningsprincip må afhænge af, hvordan man i dag ønsker at tage hensyn til de omkostninger man bidrager til at pålægge fremtidige generationer. Dette er i vidt omfang et politisk valg.

En mulighed ville være at fordele de akkumulerede omkostninger ligeligt på den akkumulerede emission af drivhusgasser. En detaljeret beregning af denne art vanskeliggøres af den ulineære sammenhæng mellem koncentrationen af drivhusgasser i atmosfæren og de dertil svarende ekstra omkostninger. I kapitel 1 er den valgte fremgangsmåde beskrevet.

Selvom tidspunktet for en fordobling af drivhusgaskoncentrationen vil variere afhængigt af det valgte scenarie, vil det ikke få afgørende indflydelse på den totale emission af CO_2 svarende til $2 \times \text{CO}_2$. Det er derfor noget arbitrært valgt at sætte fordoblingstidspunktet til år 2045, svarende til en tidshorisont på 50 år, som

ligger inden for IPCCs scenarieinterval. Konsekvenserne af CO₂-fordoblingen er derefter normeret med den samlede emission fra i dag til år 2045.

Blandt de væsentlige konsekvenser er tabet af landbrugsprodukter og landarealer på grund af oversvømmelser. En afledet effekt vil være en forøgelse af den globale hungersnød og et øget antal dødsfald forårsaget af mangel på mad. Disse konsekvenser vil blive forsøgt kvantificerede på det oven for angivne grundlag. Analyser af tilsvarende art er tidligere gennemført af Hohmeyer & Gärtner (1992) og Cline (1992).

Efter denne diskussion af det metodiske grundlag vil der i de følgende afsnit blive gået nærmere ind på kvantificeringen af de enkelte slutkonsekvenser. Der er valgt at opdele i lokale, regionale og globale konsekvenser, idet de generelt adskiller sig i form og omfang, omend der et vist overlap.

6.2 Lokale konsekvenser

Lokale konsekvenser er pr. definition begrænset til afstande på 50 km fra emissionsstedet. Følgende lokale konsekvenser er behandlet:

- Påvirkning af flora og fauna (biodiversitet).
- Udsendelse af lydsignaler (støj).
- Helbredskonsekvenser (sydome, dødelighed).
- Påvirkning af naturoplevelse.
- Påvirkning af trafikforhold.

Af disse monetariseres påvirkning af flora/fauna og naturoplevelser, udsendelse af lydsignaler og påvirkning af trafikforhold direkte, og behandles ikke i dette afsnit. Det eneste, der behandles her, er således helbredskonsekvenser.

6.2.1 Helbredskonsekvenser

Som tidligere nævnt er arbejdsmæssige skader ikke inkluderet i denne analyse. De lokale sundhedseffekter stammer derfor især fra partikelemissioner, SO₂, NO_x, og ozon (O₃), som kan medføre en forøgelse af luftvejssygdomme.

De væsentligste kilder til sådanne sygdomme, der kommer på tale i analysen, stammer fra kraftværker fyret med kul eller biomasse. Datamaterialet på dette område er meget usikkert, og der mangler generelle modeller og sammenhængende analyser.

Det følgende er baseret på resultaterne fra CEC/US (1992), hvor man har analyseret konsekvenserne af emissioner fra et kraftværk i henholdsvis Storbritannien og i Tyskland, begge fyret med kul. En væsentlig mangel ved disse analyser er, at det ikke har været muligt at inkludere konsekvenserne af ozon i relation til antallet af sygdomstilfælde.

Analysen af de to kraftværker i Storbritannien og Tyskland peger på, at konsekvenserne af partikelemissionerne er væsentligt større end af SO₂ og NO_x. Dog er det vanskeligt ud fra det foreliggende datamateriale med sikkerhed at adskille effekten af SO₂ fra effekten af partikler. I første omgang er det valgt at basere opgørelsen i relation til sygdomstilfældene i lokalområdet alene på partikelemissionen.

De engelske tal er baseret på et tænkt kulkraftværk betegnet "West Burton B", beliggende ved floden Trent i Nottinghamshire. Den maksimale effekt er 1.710 MW, og den årlige produktion er anslået til 11,6 TWh. Emissionen af partikler

ligger omkring 0,15 g/kWh. Konsekvenserne er vurderet for befolkningen inden for en radius på 50 km fra værket (7.850 km²). Befolkningstallet inden for dette område er opgjort til 2,83 millioner (360 pr. km²).

De tyske tal er baseret på et tænkt kulkraftværk ved byen Laufen, 35 km nord for Stuttgart. Den maksimale effekt er 627 MW, og den årlige produktion er 2,5 TWh. Emissionen af partikler ligger omkring 0,2 g/kWh. Konsekvenserne er vurderet for befolkningen i et område på 10.000 km² med værket i centrum. Befolkningstallet i dette område er opgjort til 4,5 millioner (450 pr. km²).

På baggrund af studier, der viser sammenhæng mellem koncentrationen af partikler i luften og forskellige helbredsmæssige konsekvenser, er der for disse to kraftværker bl.a. foretaget skøn over den årlige tilvækst i tilfælde af kronisk bronkitis og hoste hos børn, lægebesøg, hospitalsophold, astmaanfald, sygedage og symptom dage.

Som estimat for de helbredsmæssige konsekvenser for elektricitetsproduktion i Danmark er anvendt et gennemsnit af de tyske og engelske tal, idet der dog er taget hensyn til, at den gennemsnitlige befolkningstæthed i Danmark er 119 personer/km². Da der bl.a. ikke er taget hensyn til forskelle i atmosfæriske forhold (vindretning og temperatur) og forskelle i skorstenshøjder er de lave og høje skøn sat til henholdsvis de laveste (Laufen) og de højeste (West Burton) af de to talværdier.

De fundne skøn er angivet i Tabel 6.2.

Tabel 6.2. Lokale helbredskonsekver per tons partikler (PM₁₀)

	Lavt	Middel	Højt
Lægekonsultationer	0,002	0,005	0,008
Hospitalsdage	0,009	0,02	0,03
Tabte arbejdsdage i øvrigt	0,28	0,92	1,7
Øvrige dage med nedsat aktivitet	0,10	0,34	0,69
Astma-dage	1,8	4,7	8,7
Nye tilfælde af kronisk bronkitis hos børn	0,002	0,007	0,013
Symptom dage	22	37	50

Dage med nedsat aktivitet er defineret som dage, hvor produktiviteten på arbejdspladsen er nedsat, men dog ikke i sådan grad, at der er tale om sygemelding. Symptom dage er dage, hvor man føler ubehag, men dog ikke i en sådan grad, at der er tale om nedsat produktivitet på arbejdspladsen.

De tilsvarende tal for *ekstra dødsfald* fra partikelemissioner er angivet til omkring 0,06 pr. TWh for både West Burton B og for Laufen-værket. Omregnet til danske forhold ved korrektion for forskellene i befolkningstæthed bliver resultatet ca. 0,015 *ekstra dødsfald pr. TWh*, svarende til $1,2 \cdot 10^{-4}$ dødsfald pr. tons partikler (PM₁₀) med det laveste og højeste skøn på henholdsvis $7 \cdot 10^{-5}$ og $1,8 \cdot 10^{-4}$.

Både helbredsskader og dødsfald henregnes til usikkerhedskategori C₂.

6.3 Regionale konsekvenser

I afsnit 6.1 er diskuteret det metodiske grundlag for emissioner med regionale konsekvenser med sur regn fra SO₂ som eksempel. I dette afsnit analyseres de regionale konsekvenser fra følgende påvirkninger:

- Påvirkning af udbyttet i skovbrug.

- Påvirkning af udbyttet i landbrug.
- Skader på bygninger, maskiner og kunstværker.
- Påvirkning af sundhedstilstand.

6.3.1 Tab i skovbrug på grund af sur regn

Den sure regn fra emission af SO_2 og NO_x giver tab for skovbruget i form af lavere vækst, dårligere træ kvalitet og direkte skovdød. Dertil kommer et tab for samfundet som helhed ved skovenes formindskede værdi som rekreative områder. I rapporten er det valgt kun at kvantificere det direkte tab i omsætning for skovbruget forårsaget af den sure regn. Dette betyder en undervurdering af det faktiske tab. Konsekvenserne bør i princippet angives som et gennemsnitstab i brugbar biomasse for de forskellige træsorter pr. emitteret ton SO_2 eller NO_x .

Nyere undersøgelser har konkluderet, at der ikke findes modeller og dose-response funktioner, som kan redegøre for forureningsstofferne konsekvenser for skovbruget på tilfredsstillende måde, se f.eks. CEC/US (1993). Det gælder primært samspillet med en række andre faktorer som klima, vandtilførsel, skadedyrsangreb m.v. Men selv den direkte effekt af forureningsstofferne på træerne er yderst mangelfuldt dokumenteret. Hovedparten af det empiriske materiale stammer fra laboratorieforsøg med unge træskud under kraftig forureningspåvirkning. Data vedrørende fuldvoksne træer i det fri og med forureningskoncentrationer svarende til de aktuelle er yderst sparsomme.

Som eksempler kan nævnes, at der ikke er nogen entydig sammenhæng mellem indeks for bladarealet og træets vækst. Foreløbige undersøgelser tyder på, at den direkte forureningsvirkning på bladene har mindre betydning for træets vækst end forsuringen af den jord, som træet gror i. Resultaterne fra CEC/US-projektet peger desuden på, at effekten af SO_2 og NO_x er af nogenlunde samme størrelse pr. emitteret ton. I første omgang er disse effekter sat lige store.

Analysen er også forenklet til kun at omhandle den træsort, som er mest følsom over for sur regn (rødgran). For denne sort vil konsekvenserne blive angivet ved et gennemsnitstal. Resultaterne er primært baseret på analyserne i CEC/US-projektet, hvor man har afledt resultaterne ud fra et tænkt kraftværk i den tyske by Laufen, 35 km nord for Stuttgart.

Hoveddata for Laufen-kraftværket:

Effekt: 627 MW, El-virkningsgrad 37,6%, ækvivalente timer ved fuld effekt: 4.010 timer pr. år, samlet produktion: 2,5 TWh/år.

Emissioner af SO_2 og NO_x : 1.925 ton/år (0,8 g/kWh) for hver type.

Emission af partikler: 480 ton/år (0,2 g/kWh).

CEC/US-projektet har kun undersøgt effekten af forsuring af jordbunden gennem våd og tør deponering i skove af rødgraner. Man har opgjort den samlede skade i skadeklasserne to til fire (moderate skader til trædød) til at omfatte et areal på 100 ha pr. TWh. Det samlede beskadigede areal på grund af emissioner fra Laufen-kraftværket svarer således til 250 ha pr. år.

Skadens omfang varierer fra nedsat vækst (skadeklasse 2) til trædød (skadeklasse 4). Der er ikke i CEC/US-rapporten angivet noget præcist om denne fordeling. I nærværende rapport gøres der den forenkende antagelse, at de beskadigede arealer i gennemsnit mister en biomasse på 10 ton/ha, nogenlunde svarende til den normale tilvækst af biomasse pr. ha pr. år.

På det grundlag finder man, at den samlede emission af SO_2 og NO_x på 3.850 ton/år giver anledning til et tab af biomasse (rødgran) på:

$250 \text{ (ha/år)} \times 10 \text{ (ton/ha)} = 2.500 \text{ ton biomasse/år}$, hvoraf det centrale skøn bliver på:

Tab i skovbrug stammende fra emission af SO_2 og NO_x :

0,6 ton/biomasse pr. ton af SO_2 eller NO_x

Som nævnt ovenfor er usikkerheden på dette tal stor på grund af de utilstrækkelige modeller og dose-response funktioner. Desuden er der kun medtaget én træsort, således at det ovenfor givne tal må anses at ligge i underkanten.

På dette grundlag er det valgt at basere beregningerne for tab i skovbrug fra emission af SO_2 og NO_x på følgende værdier: **centralt skøn 0,8 ton/biomasse pr. ton af SO_2 og NO_x** , med en øvre værdi på 1,6 ton og en nedre værdi på 0,4 ton. Resultatet placeres i usikkerhedsklasse C_2 .

6.3.2 Tab i landbrug på grund af sur regn

Baggrunden for at kvantificere konsekvenserne af forureningsstofferne for landbrugets afgrøder har en række træk til fælles med den ovenstående omtale af skovbrugets forhold. Samspillet med andre faktorer som klima, vandtilførsel, angreb fra skadedyr m.v. er mangelfuldt belyst. De direkte konsekvenser af forureningsstofferne er undersøgt for enkelte græs- og kornarter, men usikkerhederne er store. Foreløbige resultater tyder på, at helt lave koncentrationer af SO_2 kan have en positiv virkning på høstudbyttet, medens udbyttet forringes over en vis tærskelværdi for forureningskoncentrationen.

I en detaljeret analyse skal tabene beregnes separat for de enkelte typer af afgrøder. Der er kun medtaget de væsentligste kornsorter, hvor tabet angives som et gennemsnitstal for disse. Tallene bygger på undersøgelser refereret af Cline (1992) og CEC/US (1993).

I CEC/US-projektet er analyserne baseret på et tænkt kraftværk med navnet West Burton B i Storbritannien ved floden Trent i Nottinghamshire.

Hoveddata for West Burton B-kraftværket:

Max. effekt: 1.710 MW, el-virkningsgrad = 37,5%, samlet produktion = 11,6 TWh/år.

Emissioner: 13.000 ton SO_2 pr. år (1,1 g SO_2/kWh), 25.200 ton NO_x pr. år (2,2 g NO_x/kWh), 1.800 ton partikler pr. år (0,15 g partikler/kWh).

Det hævdes i CEC/US-projektet, at SO_2 har en langt stærkere effekt end NO_x på tabet af afgrøder. I det følgende ses der derfor bort fra NO_x -indflydelsen på landbrugets afgrøder.

Ved beregningen af tabet stammende fra SO_2 bruges nogle empiriske dose-response funktioner for hvede og byg, som imidlertid er behæftet med betydelig usikkerhed. Man finder, at emissionen af 13.000 ton SO_2 giver anledning til tab på 1.470 tons hvede og 1.260 tons byg. Som gennemsnitstal benyttes herefter:

Tab af landbrugsafgrøder stammende fra emission af SO_2 :

0,2 ton biomasse i form af korn pr. ton SO_2

Det skønnes igen, at dette tal ligger i underkanten, fordi der kun er medtaget enkelte kornsorter og der er set bort fra virkningen af andre forureningsstoffer end SO_2 . Det er valgt at basere beregningerne for tabet af landbrugsafgrøder på et centralt skøn på 0,3 ton biomasse pr. ton SO_2 med en øvre værdi på 0,6 ton og en nedre værdi på 0,15 ton.

Selvom det vægtmæssige tab på landbrugsområdet er betydeligt lavere end for skove med rødgraner, vil det værdimæssige tab være sammenligneligt.

På grund af den store usikkerhed ved dose-response funktionerne, placeres dette resultat i usikkerhedsklasse C_2 .

6.3.3 Tab af landbrugsafgrøder på grund af ozon

Ifølge CEC/US (1993) findes der ikke færdigudviklede dose-response funktioner for effekten af ozon (O_3) på landbrugsafgrøder. Der er refereret nogle analyser fra USA af Shriner (1991), men disse hævdes ikke at være umiddelbart anvendelige for europæiske forhold.

CEC/US-projektet henviser til en enkelt europæisk reference af van der Eerden et al. (1988). Han har vurderet, at i Holland er luftforureningsskaderne fra ozon på landbrugsafgrøderne ca. 3 gange større end skaderne fra SO_2 . Der gives imidlertid ikke nogen nærmere oplysninger om kilderne til ozonkoncentrationen.

I CEC/US-projektet har man i første omgang valgt at se bort fra ozon-skaderne fra West Burton B-kraftværket i afventning af bedre dose-response funktioner og bedre ozon-modeller. I denne rapport er det valgt at gøre det samme.

Der er dog foretaget en vis korrektion for dette forhold gennem opjusteringen af det centrale skøn i afsnit 6.3.2.

6.3.4 Skader på bygninger, maskiner og kunstværker fra sur regn

Her er det næppe relevant at forsøge at give en fysisk kvantificering af konsekvenserne. I stedet er det rimeligt at gå direkte til en monetarisering af konsekvenserne baseret på de omkostninger, der vil være involveret i en udbedring af skaderne. En sådan omkostningsberegning vil blive givet i kapitel 7.

6.3.5 Sygdomme på grund af smog, sur regn m.v. fra partikler, NO_x og SO_2

Her drejer det sig især om sygdomme i luftvejssystemet hos mennesker. I en detaljeret konsekvensberegning skal man analysere alle de sygdomme, der kan opstå på grund af den sure regn. Derefter skal der vurderes, hvor mange sygedage (og eventuelle dødsfald) disse sygdomme kan give anledning til. Det må atter konstateres, at datagrundlaget er meget mangelfuldt, således som det er diskuteret i afsnit 6.2.1 med henvisning til CEC/US (1993).

I forbindelse med analysen af sygdomskonsekvenserne fra Laufen-værket (CEC/US, 1993) blev resultaterne beregnet både på lokalt niveau og på regionalt niveau. Disse resultater tyder på, at konsekvenserne på regionalt niveau er i alt ca. 6 gange større end på lokalt niveau (max. 50 km's afstand fra værket). I mangel af bedre grundlag anvendes dette resultat. De regionale helbredskonsekvenser er angivet i Tabel 6.3.

I dette tal er der set bort fra bidragene fra SO_2 og NO_x , der antages for væsentligt mindre end for partikler. Desuden er effekten af ozon ikke medtaget, da der ikke findes anvendelige data på dette felt.

De regionale helbredskonsekvenser henregnes til usikkerhedskategori C_2 .

Tabel 6.3. Regionale helbredskonsekvenser af partikler per tons PM_{10} .

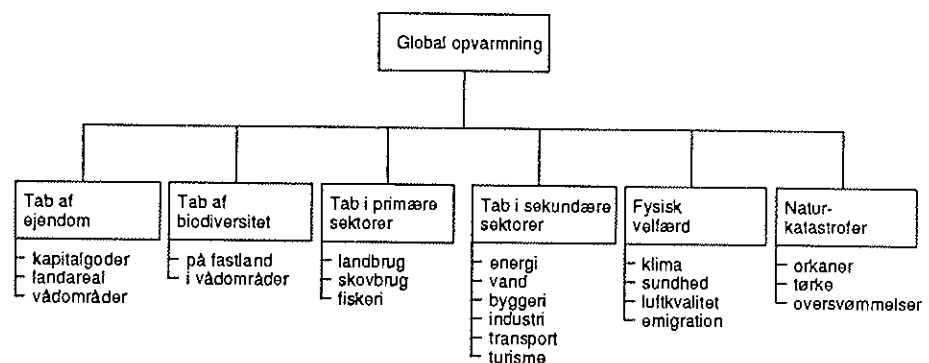
	Lavt	Middel	Højt
Lægekonsultationer	0,01	0,03	0,05
Hospitalsindlæggelser	0,05	0,11	0,2
Tabte arbejdsdage i øvrigt	2	6	10
Øvrige dage med nedsat aktivitet	0,6	2	4
Astma-dage	10	28	52
Nye tilfælde af kronisk bronkitis hos børn	0,01	0,04	0,08
Symptomdage	130	220	300

6.4 Global opvarmning (menneskeskabt drivhuseffekt)

Som nævnt ovenfor tages der udgangspunkt i de konsekvenser, der forårsages af en fordobling af koncentrationen af drivhusgasser i atmosfæren i forhold til den førindustrielle koncentration (" $2 \times CO_2$ "). Denne fordobling antages at blive nået i år 2045.

På basis af de anvendte årlige CO_2 -emissioner i IPCCs scenarier (IPCC 1990c) finder man, at den samlede CO_2 -emission fra i dag frem til $2 \times CO_2$ i 2045 ligger omkring 1.700 Gton målt i CO_2 -ækvivalenter. Nyere data peger på, at dette tal sandsynligvis er i underkanten. Da IPCC endnu ikke har publiceret justerede emissionsscenarier, er det valgt at benytte tallet 1.700 Gton som repræsentativt for den samlede CO_2 -emission.

Et overblik over konsekvenserne er givet i Figur 6.1.



Figur 6.1. Del af strukturtræ relateret til global opvarmning (menneskeskabt drivhuseffekt), Tillempet fra Fankhauser (1993c).

Omfanget af disse konsekvenser målt i penge varierer betydeligt. Ifølge Fankhauser (1993b) skulle de væsentligste konsekvensområder være de følgende opstillet efter faldende omkostninger:

- Forøget dødelighed og sygdomsfrekvens.
- Forsyning og efterspørgsel i relation til ferskvand.
- Tab af landbrugs- og skovafgrøder.
- Tab af vådland.

- Tab af velfærd.
- Øget luftforurening.
- Tab af fastland.
- Rumopvarmning og -afkøling.

I første omgang ses bort fra de øvrige områder, hvor konsekvenserne ifølge Fankhauser er en del mere beskedne.

6.4.1 Forøget dødelighed og sygdomsfrekvens

Den forøgede dødelighed og sygdomsfrekvens stammer dels direkte fra det ændrede klima, og dels indirekte fra at det formindskede landbrugsudbytte og det stigende befolkningstal tilsammen giver anledning til en forøgelse af dødsfald og sygdomme på grund af hungersnød.

Som eksempler på den direkte helbredseffekt af det ændrede klima nævner Fankhauser (1993) en forøgelse af kredsløbs- og luftvejssygdomme, samt af hjertesygdomme og hjerteslag. Der hersker betydelig usikkerhed om størrelsen af disse konsekvenser. Analyser af Kalkstein (1989) peger på en forøgelse af netto-dødeligheden svarende til 45 døde pr. million. For fem milliarder mennesker ville det svare til en forøgelse på 225.000 dødsfald pr. år.

Cline (1992) finder ud fra Kalksteins analyser, at de direkte klimaeffekter fra en fordobling af CO₂-koncentrationen ville svare til omkring 10.000 ekstra dødsfald i USA per år i 2050. Hvis samme tal benyttedes for hele kloden, ville det svare til ca. 200.000 ekstra dødsfald pr. år, hvilket er tæt på Fankhausers resultat.

I rapporten er der anvendt et gennemsnitstal på 7 milliarder mennesker for klodens befolkning frem til 2045, således at de anførte tal for ekstra dødsfald skal justeres opad med 40%. På dette grundlag finder man, at de direkte klimaeffekter inden for perioden frem til 2xCO₂ vil resultere i omkring **11.000 ekstra dødsfald pr. Gton CO₂**. Usikkerheden på dette tal er stor og vurderes til en faktor 2 op og ned.

Den alvorligste indirekte effekt af den globale opvarmning synes at blive en væsentlig mangel på fødevarer i en række områder af verden. I øjeblikket skønnes omkring 10 millioner mennesker at dø om året på grund af mangel på mad. Hohmeyer & Gärtner (1992) vurderer, at reduktionen af madvareforsyningen på grund af klimaændringerne vil forøge antallet af hungerdødsfald med omkring 900 millioner i alt over perioden frem til en fordobling af CO₂-koncentrationen. Dette svarer til **530.000 dødsfald pr. Gton CO₂**. Ifølge denne vurdering skulle den indirekte klimaeffekt således være ca. 100 gange større end de direkte effekter.

Hohmeyers resultat for den indirekte effekt af den globale opvarmning vil helt dominere opgørelsen af eksternaliteter fra energisektoren. Derfor er det nødvendigt at se kritisk på forudsætningerne for dette resultat. Hohmeyer henviser bl.a. til, at hans resultater underbygges af nogle analyser af Daily & Ehrlich (1990). Blandt de mere usikre punkter kan nævnes vurderingen af mulighederne for at finde nye frugtbare områder på kloden til erstatning for de mistede landbrugsområder. Anvendelsen af nye genteknologier vil muligvis også gøre det muligt at opnå højere landbrugsudbytter, selv i områder som i dag er karakteriseret ved lave udbytter. En generel kritik af Hohmeyers metodiske grundlag er givet af Pearce, Bann & Georgiou (1992) og af Friedrich & Voss (1992). En ny analyse af Rosenzweig & Parry (1994) finder også tal, som er betydelig lavere end Hohmeyers.

Konklusionen er, at det ikke vil være forsvarligt at se helt bort fra de indirekte hungersnødseffekter, som Hohmeyer analyserer. Tallene er dog så usikre, at de må behandles separat og placeres i usikkerhedsklasse D₂.

6.4.2 Ferskvand

Den globale opvarmning vil påvirke både forsyningen og efterspørgslen i forbindelse med ferskvand. Cline (1992) vurderer, at ferskvandsforsyningen vil blive reduceret på grund af ændringer i temperatur og nedbørsforhold samt indtrængning af saltvand i ferskvandsforsyningen i lavtliggende områder. Samtidig vil efterspørgslen efter ferskvand stige med stigende temperatur og stigende befolkningstal.

For USA som helhed finder Cline en reduktion på omkring 10% i ferskvandsforsyningen. Der er ikke lavet tilsvarende detaljerede analyser for andre regioner på kloden. Det antages, at en fordobling af CO₂-koncentrationen vil reducere den samlede ferskvandsforsyning på kloden med omkring 10%.

Ifølge Cline (1992) udnyttes i USA omkring $1,2 \cdot 10^{14}$ gallons = $5 \cdot 10^{11}$ m³ pr. år til vanding i landbruget (41%), vandkraft (39%), husholdninger (11%) og industri (9%). Tallene svarer rundt regnet til en udnyttelse på 10% af den samlede nedbør. Denne udnyttelsesgrad må antages at ligge nogenlunde på linie med udnyttelsen i andre industrilande, men sandsynligvis betydeligt højere end i u-landene.

Reduktionen af den globale ferskvandsforsyning på grund af den menneskeskabte drivhuseffekt svarer til $0,9 \cdot 10^{10}$ m³ ferskvand pr. Gton CO₂.

Grundlaget for denne analyse er dog meget usikker. Det vurderes, at ovennævnte centrale skøn kan variere op og ned med en faktor 3.

6.4.3 Tab i landbrugsproduktion

Den globale opvarmning vil formindske landbrugsudbyttet i nogle områder og forøge det i andre. Den væsentligste skadevirkning stammer fra øget varmebelastning og reduktion af landbrugsjordens fugtighed. En del af skaderne kan modvirkes ved øget vanding, men denne mulighed hæmmes af mangel på ferskvand.

En forøgelse af CO₂-koncentrationen i atmosfæren kan have en gunstig virkning på væksten af en række afgrøder, men Cline (1992) finder, at denne effekt er overvurderet i flere analyser. Desuden kræver gødningsvirkningen fra CO₂ også ekstra vanding for at virke effektivt.

Cline sammenfatter sine analyser for en række større lande i verden ved en fordobling af CO₂-koncentrationen i følgende resultater for ændringen af landbrugsudbyttet:

Kina:	-10%
USA:	-20%
Sovjet:	neutral
Canada:	-18%
Australien:	-10%
Frankrig:	-11%
Tyskland:	-5%

Cline finder en forøgelse af udbyttet i de nordiske lande på omkring 10%, men det tæller ikke meget i det samlede billede. For hele verden findes en reduktion på omkring 7% ved en fordobling af CO₂-koncentrationen. Dette fører til et samlet tab på 66 mio.t pr. år, eller 1,9 mio.t/Gton CO₂.

Størrelsesordenen af dette bekræftes af Hohmeyer & Gärtner (1992), der finder et samlet globalt tab på omkring 100 millioner tons korn om året ved en fordobling af CO₂-koncentrationen. På dette grundlag er det valgt følgende centrale skøn:

$$\text{Skønnet tab i kornhøst p.g.a. CO}_2\text{-emission} = 1,9 \cdot 10^6 \text{ tons pr. Gton CO}_2.$$

Usikkerheden er igen relativt stor, og sættes i dette tilfælde til en faktor 2 op eller ned.

6.4.4 Tab af vådlandsområder

Ifølge Fankhauser (1993b) er det globale tab af vådområder vurderet til at ligge omkring 250.000 km² for 2×CO₂. På basis heraf findes følgende centrale skøn:

$$\text{Tab af vådområder p.g.a. CO}_2\text{-emission} = 150 \text{ km}^2 \text{ pr. Gton CO}_2$$

Usikkerheden vurderes i dette tilfælde til ± 50%.

6.4.5 Tab af velfærd

Går direkte til monetarisering.

6.4.6 Luftforurening

Den globale opvarmning påvirker også den generelle luftforurening, fordi reaktionshastigheden for de involverede kemiske processer stiger med temperaturen. Det vurderes, at den alvorligste slutkonsekvens er en forøget koncentration af ozon i troposfæren (den lavtliggende del af atmosfæren) primært stammende fra en forøget NO_x-emission. Dertil kommer forøgede koncentrationer af partikler og CO (Cline, 1992). Fankhauser (1993b) vurderer, at den samlede globale forøgelse af NO_x-emission svarende til 2×CO₂ vil være omkring 4,5 mio.t pr. år.

En af konsekvenserne af den forøgede ozonkoncentration er, at de tilladelige grundværdier vil blive overskredet i en række byer. Detaljerede undersøgelser er kun gennemført for USA. Her finder Fankhauser (1993), at 2×CO₂ vil resultere i en gennemsnitlig forøgelse af ozon-koncentrationen på 5,5% og en forøgelse af eksponeringen (målt i persontimer) med koncentrationer over grænseværdien (120 ppb) på 80%.

Det har ikke været umiddelbart muligt at finde materiale, som kan oversætte denne forøgede luftforurening til antallet af ekstra sygedage og dødsfald, hvorfor luftforurening ikke er behandlet yderligere. Dette vil medvirke til en undervurdering af de samlede eksternalitetsomkostninger.

6.4.7 Tab af fastlandsområder

Ifølge Fankhauser (1993) er det globale tab af ubeboede fastlandsområder svarende til $2 \times \text{CO}_2$ skønnet til omkring 140.000 km^2 . På basis heraf findes følgende centrale skøn:

Tab af ubeboede fastlandsområder p.g.a. CO_2 -emission = 80 km^2 pr. Gton CO_2 .

Usikkerheden på dette centrale skøn er vurderet til $\pm 50\%$.

6.5 Oversigt over dose-response

Tabel 6.4 resumerer resultaterne for dette afsnit om dose-response, idet slutkonsekvenserne er relateret til påvirkningerne. Endelig er usikkerhedsniveauet kategoriseret for hvert dose-response resultat. Øvrige slutkonsekvenser går direkte til monetarisering.

Tabel 6.4.

Slutkonsekvens	Påvirkning	Dose-response	
		Min.	Max.
<i>Lokalt</i> Helbredseffekter - sygelighed ¹ - død	partikel-emission partikel-emission	1,9 dage/t $0,7 \cdot 10^{-4}$ liv/t	6,7 dage/t $1,8 \cdot 10^{-4}$ liv/t
<i>Regionalt</i> Tab i skovbrug Tab i landbrug Helbredsskader - hospitalsophold - tabte arbejdsdage	SO_2/NO_x -emission SO_2 -emission partikler partikler	0,4 t biomasse/t 0,2 t korn/t 0,05 ophold/t 11,3 dage/t	1,6 t biomasse/t 0,6 t korn/t 0,2 ophold/t 40 dage/t
<i>Globalt</i> Forøget dødelighed Hungerdødsfald Tab af ferskvand Tab af landbrug Tab af vådland Tab af fastland	CO_2 -emission - - - - -	5.500 døde ... $0,3 \cdot 10^{10} \text{ m}^3$ $0,9 \cdot 10^6 \text{ t korn}$ 80 km^2 40 km^2	22.000 døde 530.000 døde $2,7 \cdot 10^{10} \text{ m}^3$ $3,8 \cdot 10^6 \text{ t korn}$ 230 km^2 120 km^2

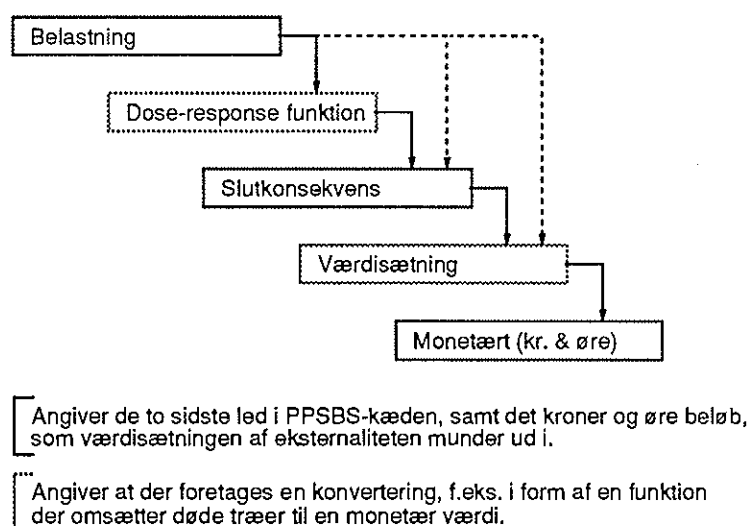
¹ Opgjort i tabte arbejdsdage.

7 Monetarisering af eksternaliteter

Formålet med monetariseringen er at opnå en fælles målestok for de forskellige eksternaliteter, således at det er muligt at sammenligne eksternaliteter af forskellig oprindelse og type. På denne måde muliggøres en samlet vurdering af f.eks. energiproduktion ved hjælp af biomasse kontra naturgas. For at kunne foretage selve monetariseringen er det nødvendigt med en forudgående værdisætning af de enkelte eksterne effekter.

7.1 Bestemmelse af eksternaliteternes monetære størrelse

Ved monetariseringen af eksternaliteterne tages der principielt udgangspunkt i slutkonsekvensen, som er fundet i kapitel 6. For en lang række uomtvistelige eksterne effekter er det imidlertid ikke muligt at opstille dose-response funktioner. I disse tilfælde kan det være nødvendigt at bestemme slutkonsekvensen direkte; dette er vist med den først stiplede linie i Figur 7.1. Desuden er der effekter, som det kan være nødvendigt at foretage en direkte værdisætning af; dette er vist med den anden stiplede linie i Figur 7.1.



Figur 7.1. Fra belastning/slutkonsekvens til monetarisering.

Et eksempel på en ekstern effekt, der gennemgår alle trin i Figur 7.1, kunne være SO_2 , for hvilken der kan opstilles en dose-response funktion, derefter foretages en værdisætning og endelig angives et monetært beløb. Et eksempel på en effekt, hvortil der ikke opstilles en dose-response funktion, kunne være støj. Et eksempel på en ekstern effekt, der går direkte fra belastning til værdisætning, er visuel påvirkning.

7.1.1 Overordnet skitse af eksternaliteter der monetariseres

Den valgte opdeling svarer temmelig nøje til, hvordan andre beslægtede studier har opdelt eksternaliteterne. Indenfor brændselscyklusstudierne findes der en række omfattende undersøgelser; mest detaljeret beskrevet i (CEC/US, 1993), som omfatter kul-brændselscyklen. I (Pearce; Bann & Georgiou, 1992) gives der ligeledes en omfattende undersøgelse af omkostningerne ved brændselscyklen, i dette tilfælde omfattende alle former for brændsel. Et lidt anderledes studie er (Pace University Center, 1990), som på tilsvarende måde søger at opgøre omkostningerne ved energiproduktion¹⁶. Endelig har Hohmeyer (1988, 1990) foretaget beregninger af omkostningerne ved brændselscyklen med særlig opmærksomhed rettet mod vedvarende energi. Alle undersøgelserne tilstræber at finde de samlede omkostninger ved energiproduktion. Det betyder, at undersøgelserne søger som et minimum at identificere alle miljømæssige eksternaliteter, der er forbundet med produktion af den pågældende energiform; f.eks. undersøger Hohmeyer også eksterne effekter i forhold til samfundsøkonomien.

Af mere teoretiske indlæg om monetariseringen kan nævnes: (Braden & Kolstad (eds.), 1991), som ligger på linie med brændselscyklusstudierne, men beskæftiger sig helt generelt med målingen af miljømæssig kvalitet; i (Markandya & Rhodes, 1992) gives baggrunden for monetariseringen, som den har fundet sted i EU/US-regi (CEC/US, 1993).

Ligesom det fremgår tidligere i denne rapport, fremstår der i ovenstående rapporter den klare tendens, at der er både principielle og praktiske forskelle mellem eksternaliteter forårsaget af global opvarmning og andre former for eksternaliteter. Generelt har det i forbindelse med monetariseringen vist sig mest praktisk at opdele eksternaliteterne i to kategorier:

- Lokale og regionale eksternaliteter.
- Globale eksternaliteter (d.v.s. temperaturstigning).

Denne opdeling svarer til opdelingen i kapitel 6, idet de lokale og regionale eksternaliteter dog behandles under ét i forbindelse med monetariseringen. Opdelingen er begrundet i den meget store mængde af eksternaliteter, som global opvarmning i sig selv medfører. Herudover medfører de lokale og regionale eksternaliteter typisk ikke samme slags effekter som de globale eksternaliteter. Der er dog undtagelser fra denne regel, f.eks. kan både globale, lokale og regionale eksternaliteter medføre luftvejsproblemer. Luftvejsproblemer kan bl.a. forværres på grund af partikel-emission stammende fra et kulfyret kraftværk, men vejtrækningsproblemer kan også stamme fra drivhusgasemissioner i kraft af forøget temperatur. Selv om både partikler og drivhusgasemission kan medføre samme type eksternaliteter, er de behandlet hver for sig på grund af den store forskel i usikkerhed.

Indenfor området global opvarmning, hvor påvirkningen – den globale opvarmning – er afhængig af drivhusgasemissionen, er der foretaget en række beregninger. Blandt de mest kendte er: (Cline, 1992, 1993) og (Nordhaus, 1991a, 1991c, 1993a, 1993). I (Fankhauser, 1992/93, 1993a, 1993b) og (Fankhauser & Pearce, 1993) er der dels foretaget egne beregninger, dels foretaget en sammenligning af disse resultater med både Cline og Nordhaus' resultater. Desuden er der også i (Hohmeyer, 1988, 1990, 1992) og (Pace University Center, 1990) medtaget estimater for den globale opvarmning. Resultaterne diskuteres nedenfor i afsnittet

16. Fremgangsmåden tager i modsætning til begge de nyere (CEC/US, 1993) og (Pearce; Bann & Georgiou, 1992) udgangspunkt i det, der i denne rapport kaldes "påvirkningen" – ikke i "slutkonsekvensen".

om eksternaliteter i forbindelse med global opvarmning.

Der er forskelle mellem de enkelte undersøgelseres strukturering af specielt effekterne ved global opvarmning. Således foretager f.eks. Fankhauser en opdeling af de enkelte indvirkninger på et overordnet niveau, som underopdeles¹⁷, mens f.eks. Cline tager direkte udgangspunkt i de enkelte skader. Uanset indfaldsvinklen medtager de forskellige undersøgelser stort set de samme eksternaliteter, omend der tillægges de enkelte effekter meget forskellig betydning, som det vil fremgå.

7.1.2 Priser i forbindelse med eksternaliteter

I forbindelse med monetariseringen spiller de enkelte goders pris oplagt en vigtig rolle. Alle de i rapporten anførte talmæssige størrelser er i 1993-priser. Fremgangsmåden har været først at foretage en omregning fra udenlandsk valuta til kroner i det givne års priser og dernæst at anvende de danske bruttofaktoriindkomster for de enkelte år til at opstille deflatoren for at få 1993-priser. Når der omregnes fra en udenlandsk valuta, typisk dollar, er risikoen for store valuta-udsving naturligvis tilstede. Dette, sammen med deflateringen til 1993-priser, betyder, at en vis varsomhed gælder tallene alene på grund af omregning. I øvrigt henvises til "Appendiks om omregning og fremskrivning af talstørrelser".

I forhold til eksternaliteter opstår der – for prissætningens vedkommende – yderligere det problem, at visse eksternaliteter har en lang tidshorisont, hvilket medfører, at det er nødvendigt at tage højde for prisudvikling på godet over en periode. Denne vanskelighed træder kratiqst frem i forhold til de globale eksternaliteter, hvor der ses på en periode på 50 år. Det generelle princip i rapporten har været i videst muligt omfang at forsøge at tage højde for prisudviklinger over tiden som følge af udbuds- og efterspørgselsændringer. Det er på den anden side klart, at dette er behæftet med betydelig usikkerhed.

7.2 Lokale og regionale eksternaliteter

Tabel 7.1 giver en summarisk oversigt over de eksternaliteter, der i de foregående kapitler af rapporten er identificerede som betydningsfulde. Det, at de er betegnet som betydningsfulde, medfører *ikke* nødvendigvis, at de vil blive søgt værdisat og monetariseret i dette kapitel; for visse af eksternaliteternes vedkommende er det teoretiske grundlag og/eller datagrundlaget for spinkelt til, at der med rimelighed kan foretages en monetarisering på det foreliggende grundlag. I de følgende afsnit foretages en gennemgang og om muligt en monetarisering af de enkelte lokale og regionale eksternaliteter.

7.2.1 Bygninger & monumenter

Sondringen mellem bygninger og monumenter tager udgangspunkt i den kunstneriske, historiske og monumentale betydning, værkerne tillægges. Således vil man ikke i dag tillægge bygninger i Høje Taastrup monumentværdi, mens Bjørn Nørgårds skulptur samme sted vil tillægges monumentværdi allerede i dag¹⁸. I en lang række tilfælde vil der være situationer, hvor det kan diskuteres, hvilken kategori noget skal anbringes i.

17. F.eks. *tab af besiddelse*, som opdeles i kapitaltab og vådlandstab.

18. Den oplagte tendens er, at jo ældre ting er, jo større er sandsynligheden for, at de tillægges monumentværdi.

Tabel 7.1. Lokale og regionale eksternaliteter, oversigt.

Slutkonsekvenser	ABC ₃	Bemærkninger til værdisætningen
Bygninger & monumenter <ul style="list-style-type: none"> • skade på bygninger • skade på monumenter 	$A_3^M B_3^D$ $B_3^M B_3^D$	<p>Genoprettelsesomkostninger kan med rimelighed anvendes.</p> <p>I visse tilfælde (bl.a. bygninger) kan genoprettelsesomkostninger anvendes, alternativt må der anvendes CVM til at afdække betalingsvilligheden.</p>
Dødelighed og sygelighed <ul style="list-style-type: none"> • død • sygdom, alvorlig • sygdom, kort sigt 	$B_3^M A_3^D$ $B_3^M A_3^D$ $A_3^M A_3^D$	Generelt er de metodiske problemer identiske for død og sygdom.
Påvirkning af kommerciel fauna og flora (landbrug, skov og fiskeri) <ul style="list-style-type: none"> • formindsket udbytte i landbrug • formindsket udbytte i skovbrug 	$B_3^M A_3^D$ $B_3^M A_3^D$	Udgangspunktet er at finde tabet i udbyttet som følge af en påvirkning. Stort aktuelt datagrundlag.
Påvirkning af ikke-kommerciel fauna og flora (biodiversitet)	$C_3^M C_3^D$	Metoderne er meget usikre. Der er fremfor alt tale om værdisætning af eksistens og/eller indre værdi. Dette leder til CVM/WTP fremgangsmåder. Data er ligeledes meget beskedent.
Vand, forringelse af grundvand	$B_3^M A_3^D$	Der anvendes aktuelle vandpriser. Godt datagrundlag.
Rekreationelt <ul style="list-style-type: none"> • visuel påvirkning (bl.a. ødelæggelse af horisonten) • landskab og skov (p.g.a. sur regn) 	$C_3^M C_3^D$ $C_3^M C_3^D$	Normalt, hvis overhovedet, v.h.a. CVM for at afdække betalingsvilligheden.
Lydmæssige ændringer (støj) <ul style="list-style-type: none"> • påvirkning på boligomgivelser • påvirkning af naturområder 	$C_3^M C_3^D$ $C_3^M C_3^D$	Typisk hedonistisk, overvældende datamateriale. CVM/WTAs – lille datamateriale.
Transport <ul style="list-style-type: none"> • forøget støj, ulykker, luftforurening m.v. • forøget vejslid 	$B_3^M B_3^D$ $A_3^M A_3^D$	<p>Forskellige WTP/hedonistiske analyser.</p> <p>Faktiske udgifter til anlæg og drift.</p>

Anm.: Kategoriseringen i ABC₃ svarer til den økonomiske vurdering af metode og datagrundlag for monetariseringen.

Det vil i reglen ikke være muligt at erstatte et monument – er det ødelagt af f.eks. sur regn kan det i en vis forstand siges at være tabt. På den anden side er praksis, at mange monumenter restaureres, konserveres og genoprettes. I forhold til skader på bygninger vil omkostningerne til restaurering af monumenter ofte være *meget* betydelige. I det omfang som monumenter – statuer og bygninger – faktisk restaureres er det oplagt også i dette tilfælde at anvende *genopretningsomkostningerne*, som gjort ved skader på bygninger¹⁹. På den anden side: ønskes det at finde folks værdisætning af givne monumenter, kan en begrænset CVM-fremgangsmåde anvendes (eng.: contingent valuation method). Problemet opstår, når der skal foretages en generalisering, hvor det kan være metodisk vanskeligt at forsvare en generalisering ud fra en enkelt CVM-undersøgelse.

Der findes en lang række forsøg på at opstille dose-response funktioner for beskadigelsen af forskellige materialer, bl.a. beton, maling, mursten, stål og zink, se (Markandya & Rhodes, 1992, p. 99-102). Den altovervejende skade stammer fra SO₂, og skaderne relateres derfor kun til SO₂. For skader på gennemsnitsbygninger sættes omkostningerne ud fra (Markandya & Rhodes, 1992, p. 103), som bl.a. tager udgangspunkt i danske undersøgelser, til 5.000 kr./ton SO₂ (1993). Hollandske undersøgelser tyder på skader svarende til 8.000-12.500 kr./ton SO₂ (1993). På den anden side viser norske undersøgelser skader svarende til ca. 1.400 kr./ton SO₂ (1993). Spredningen i skadesværdi er altså betragtelig. I det følgende vil omkostningen 5.000 kr./ton SO₂ (1993) blive anvendt. Hertil kommer skader på monumenter, hvor de direkte omkostninger giver et for lavt skøn for skaderne. Disse vil ikke blive sat som en selvstændig værdi på grund af den store usikkerhed i at finde denne skades omkostninger, og på grund af den betydelige spredning, der er for almindelige bygninger.

Som et mindste skøn kan anvendes 1.400 kr./ton SO₂, mens et højeste skøn – som i videre udstrækning kan siges at medtage skader på monumenter – kunne tage udgangspunkt i de skader der er fundet for Holland. De højeste skader sættes til 10.000 kr./ton SO₂.

7.2.2 Dødelighed og sygelighed

Behandlingen af menneskeliv og -sygdom er følsomme områder. Det betyder, at en monetarisering *aldrig* vil være indiskutabel. I det følgende diskuteres forskellige tidligere arbejders værdisætning af menneskeliv og sygdom. Tendensen i litteraturen er, at det er det såkaldte statistiske menneskeliv, der værdisættes²⁰. I forhold til sygelighed foretages herefter en "skalering" af det statistiske menneskeliv til det sygdomsramte menneske, se (Pearce, Bann & Georgiou, 1992). Dette er i sig selv på mange måder en tvivlsom fremgangsmåde. I (Markandya & Rhodes, 1992, p. 111-116) gives en kort diskussion af nogle af problemerne med død og sygdom.

Der medtages, som nævnt i kapitel 3, ikke dødelighed og sygelighed som følge af arbejdsskader. For de lokale eksternaliteters vedkommende kan skaderne grundlæggende være fremkaldt af henholdsvis "ordinær" partikel-emission, som bl.a. medfører forøgede luftvejsproblemer. Det er skader af denne type, der behandles i dette afsnit.

19. Et eksempel er Amalienborg – bygget af sandstenskvadrer, som er meget følsom overfor sur regn – hvor der p.t. foretages næsten fuldkommen udskiftning af de oprindelige sandstens kvadrer og figurer på bygningen.

20. "Det statistiske liv" fastsættes ud fra marginale ændringer i risikoen for død. Med udgangspunkt i de marginale ændringer (f.eks. forkortelse af levetid med 1 år) dannes det samlede statistiske liv (eventuelt med korrektioner). Opgørelser for det statistiske liv kan tage udgangspunkt i flere forskellige værdisætningsmetoder.

Den generelle fremgangsmåde for prissætning af dødelighed og sygelighed vil også blive anvendt i forbindelse med globale eksternaliteter i forbindelse med død i afsnit 7.3.6.

Dødelighed

Værdisætningen af menneskeliv tager typisk udgangspunkt i et af følgende principper for opgørelsen:

- Forebyggelsesomkostninger.
- Arbejdsløntabet.
- CVM, i form af WTA (eng.: willingness-to-accept).

Tendensen er jvf. (Pearce, Bann & Georgiou, 1992, p. 4-5), at forebyggelsesomkostningerne (forstået som bl.a. udgifter til sikkerhedsseler) er betydeligt mindre end WTA-undersøgelser, hvor mennesker spørges om den pris de vil sætte på deres liv.

Foretages der en samlet vurdering af de kendte WTA-undersøgelser, opstår der det paradoks, at bruttonationalproduktet er væsentligt lavere end befolkningens samlede WTA-“værdi”. Dette kan forklares med, at der er tale om en marginal WTA-værdisætning, hvor den implicitte antagelse ved værdisætningen kun tager højde for få døde og/eller en beskeden forkortelse af livet. Fremgangsmåden er derfor mindre egnet ved større ændringer i antal døde.

Løntabsmetoden, som tager udgangspunkt i lønningerne, vil naturligvis altid ligge under BNP. Løntabsmetoden har den ulempe, at der er tale om store generaliseringer via gennemsnitlige estimater for løn, arbejdsår, diskonteringsrate, arbejdsstyrke o.s.v. Fordelen er, at værdien giver et udtryk for en absolut mindsteværdi som nogen er villig til at betale for at kunne beslaglægge en del af ens liv. Samtidig kan løntabsmetoden med rimelighed anvendes såvel marginalt som ved større ændringer i dødshyppigheden.

Såvel (Cline, 1992) som (Fankhauser, 1993a, 1993b) anfører estimater for dødeligheden, som tager udgangspunkt i CVM/WTAs-undersøgelser. Fankhauser vælger – delvist på grundlag af (Pearce, Bann & Georgiou, 1992) – at opdele værdien i tre kategorier for henholdsvis høj-, mellem- og lavindkomstlande. Værdien sættes til henholdsvis \$ 1.500.000, \$ 300.000 og \$ 100.000 (1993). Værdisætningen for mellem- og lavindkomstlandene er imidlertid helt arbitrær og tager ikke engang udgangspunkt i faktiske WTA eller lignende undersøgelser. Cline anvender en værdi på \$ 595.000 i 1990 ud fra løntabsmetoden²¹. I de studier (Pearce, Bann & Georgiou, 1992) refererer, er der betydelig spredning på løntabs-estimaterne; enkelte er meget høje, se (Pearce, Bann & Georgiou, 1992, p. 4-6).

For Danmarks vedkommende fås, at funktionærers median-månedsløn er 20.014 kr. (1992), mens arbejderlønningerne gennemsnitligt er 115,30 kr. i timen (1991), svarende til ca. 18.500 kr./måned. Dette svarer til en gennemsnitlig årsløn for funktionærer og arbejdere på henholdsvis 243.900 kr. og 223.400 kr. (1993). Der kan derfor regnes med 235.000 kr. (1993) som den gennemsnitlige årsindkomst. Dette svarer til 7,8 mio.kr. i gennemsnit over en levetid ved samme antagelser som Cline; svarende til det dobbelte af hvad Cline finder. Der kan være flere forklaringer på denne forskel: dansk arbejdskraft er gennemsnitligt mere produktiv end amerikansk, aflønning i Danmark dækker over højere skatter, hvilket over-

21. Der anvendes 1½% som diskonteringsrente. Anvendes f.eks. 3%, fås kun en gennemsnitlig nutidsværdi af liv på \$ 440.000. Tilsvarende opererer Cline med et forholdsvist langt arbejdsliv: fra 20 til 65 år. Denne antagelse er ikke i sig selv specielt afgørende.

vurderer lønindkomsten, forskelle i demografisk sammensætning mellem Danmark og USA o.s.v.

Den gennemsnitlige danske årsløn antages at være 235.000 kr. jvf. ovenstående. Når den samlede værdi af et liv skal findes, må arbejdslivets længde i år og diskonteringsfaktoren kendes. I Tabel 7.2 er værdien vist under forskellige antagelser om diskonteringsfaktoren og antallet af arbejdsår (idet variationer over sidstnævnte kun har en mindre betydning).

Tabel 7.2. Værdien af et statistisk liv opgjort ud fra løntabsmetoden.

Diskonteringsfaktor	Værdi i mio.kr. Arbejdsår: 35	Værdi i mio.kr. Arbejdsår: 40	Værdi i mio.kr. Arbejdsår: 45
0%	8,2	9,4	10,6
1,5%	6,4	7,1	7,8
3,0%	5,2	5,6	5,9
4,5%	4,3	4,5	4,7

I det følgende sættes en samlet værdi for et *helt* tabt statistisk liv til 7,1 mio.kr. med diskonteringsraten sat til 1½%, ud fra et gennemsnitligt antal arbejdsår på 40.

Set i forhold til det statistiske liv vil den gennemsnitlige død ikke indtræffe *inden* arbejdslivets påbegyndelse. Som et groft gennemsnit antages det derfor i det følgende, at de dødsfald, der forårsages af en eller anden påvirkning halverer arbejdslivet, svarende til 20 arbejdsår. Det tilsvarende tab herfor er 4,1 mio.kr. (diskonteringsraten sat til 1½%).

Mindsteskønnet findes med udgangspunkt i en gennemsnitsløn, der er 20% mindre samtidig med at der tages udgangspunkt i et tab på 17½ arbejdsår, dette leder til et samlet skøn på: 2,9 mio.kr. Største skøn antager 20% højere gennemsnitlig løn samtidig med et tab i arbejdsår på 22½ år, dette giver 5,4 mio.kr. i samlet tab.

Sygelighed

Som det allerede fremgår ovenfor, vil kun kortvarig sygelighed, som ikke mindsker middellevetiden, blive behandlet her. Det drejer sig derfor om at finde et passende udtryk for den eksternalitet, som påføres f.eks. på grund af en i øvrigt harmløs forkølelse, et brækket ben el.lign. For det første vil den enkelte påvirkede af sygdommen opleve et velfærdstab. Hertil kommer de omkostninger, som måtte medgå til medicin og behandling, samt den omkostning arbejdsgiveren/staten/-forsikringsselskabet/den enkelte påføres i form af manglende arbejdskraft eller løntab. I det sidste tilfælde er der tale om en omkostning, som er lig løntabet²².

Den eksternalitet, der opstår som følge af selve sygdommen for den enkelte i form af velfærdstab, vil ikke blive søgt estimeret, da effekten anses for beskeden. M.h.t. omkostninger til medicin og behandling af sygdommen betragtes disse som beskeden taget i betragtning, at der kun er tale om kortvarige sygdomme. Derfor vil eksternaliteten herfra blive udeladt af monetariseringen. Selve løntabet estimeres ud fra en gennemsnitsløn for funktionærer og arbejdere, som i 1993 er 235.000 kr./år. Det forudsættes, at der gennemsnitligt er 250 arbejdsdage på et år. Dette betyder, at en gennemsnitlig sygdomsdag svarer til en omkostning på 940 kr./dag. Der er en betydelig spredningen i aflønningerne, på den anden side er

22. I princippet selvfølgelig den omkostning en erstatning af arbejdskraften medfører – i praksis kan lønnen anvendes som en god tilnærmelse.

der ingen grund til at antage, at specielle sociale grupper skulle blive væsentligt mere belastet end andre. Skal der derfor laves et skøn over løntabet, kan der tages udgangspunkt i et mindste skøn svarende til lønnen for ikke faglærte kvinder, dette svarer til 750 kr./dag. Højeste skøn ansættes symmetrisk til 1.130 kr./dag.

Såfremt der finder medicinsk og/eller hospitalsmæssig behandling sted må dette inddrages i skadesomkostningen. Hvor det for de lokale sygdomme – først og fremmest luftvejssygdomme – er relativt enkelt at opstille et skadesestimat, er det i praksis umuligt for medicinomkostningernes vedkommende.

Hospitalsudgifter kan for Danmarks vedkommende beregnes ud fra Sundhedsstyrelsens statistik omkring udgifter til hospitalsvæsen. For 1991 er udgifterne til én sygehusdag på henholdsvis et lille, et gennemsnitligt og et stort hospital: 2.518, 3.071 og 4.122 kr./dag. Disse tal dækker over specialiseringsgraden på hospitalerne. Tendensen i det danske sundhedsvæsen er, at omkostningerne pr. dag er stigende i kraft af en tendens til kortere sygehusindlæggelse. Omregnes tallene til 1993-priser, fås et centralt skøn på 3.200 kr./dag. Mindste og største skøn bliver tilsvarende henholdsvis: 2.600 og 4.300 kr./dag²³.

I forhold til helbredskategoriene: "øvrige dage med nedsat aktivitet", "astma-dage", "nye tilfælde af kronisk bronkitis hos børn" og "symptomidage" (jvf. afsnit 6.2.1) opstår der ved værdisætninger en række problemer. I forhold til kroniske bronkitis-tilfælde vil der ikke i denne rapporten blive foretaget værdisætning. Dette er begrundet i det forhold, at der ikke findes dækkende opgørelser herover. Et fremprovokeret tilfælde af kronisk bronkitis betyder som minimum følgende skader: forringet arbejdsevne (løntab), forøget medicinforbrug, forøget træk på sundhedsvæsenet og nedsat gennemsnitlig levetid. Der er ingen tvivl om, at der potentielt er tale om betydelige skader, omend de faktiske opståede tilfælde er beskedne.

For de andre kategorier kan der, som en tilnærmelse, foretages en omsætning af de enkelte sygdomstyper til tabte arbejdsdage. Dette er gjort ud fra andele som vist i Tabel 7.3.

Tabel 7.3. Helbredskonsekvenser som andele af arbejdsdage.

	Andel af arbejdsdag	Min. kr./dag	Centralt kr./dag	Max. kr./dag
Øvrige dage med nedsat aktivitet	50%	375	470	565
Astma-dage	25%	188	235	283
Symptomidage	5%	38	47	57

Kilde: US/CEC (1993), hvor de opgivne tab i ECU er sat i forhold til arbejdsdagstab for Danmark.

7.2.3 Påvirkning af kommerciel fauna og flora (landbrug, skov og fiskeri)

De eksternaliteter, der påvirker både landbrug og skovbrug, er først og fremmest SO₂, NO_x og partikler; indirekte anses ozon for at have en effekt. Det anføres i (Pearce, Bann & Georgiou, 1992, p. 5-1), at ozon har en meget væsentlig negativ effekt på høstudbyttet for landbrug.

23. For at give et indtryk af omkostningerne ved almindelig lægekonsultation udenfor hospitalsvæsenet skal det nævnes, at omkostningerne i 1990 var på: 3,12 mia.kr., samtidig med der var 13,98 mio. konsultationer. Dette svarer til en gennemsnitlig pris på 223 kr./konsultation. Omregnet til 1993-priser svarer det til 240 kr./konsultation.

Formindsket udbytte i landbrug

En vurdering af de direkte omkostninger i forbindelse med mindsket landbrugsproduktion på grund af eksterne effekter, f.eks. SO_2 , tager udgangspunkt i nedgangen i produktionen sammenholdt med prisen på landbrugsafgrøder. I (Markandya & Rhodes, 1992, p. 48) anføres priser i EU i 1990 på: 157,8 ECU/ton hvede og 154,3 ECU/ton byg. Sættes kornprisen derfor til 155 ECU/ton korn, fås prisen i kroner til: 1.290 kr./ton korn (1993). Dette tal svarer *meget* nøje til oplysninger fra Statistisk Årbog, 1993, p. 244 om kornpriserne i Danmark, her opgives for byg og korn som gennemsnit 1.297 kr./ton. I det omfang, der ikke er tale om betydelige mængdemæssige reduktioner af udbyttet, kan de gældende priser anvendes. Der er ikke tale om en verdensmarkedspris på korn, men en af EU subventioneret kornpris. Verdensmarkedsprisen er mindre end 1.290 kr./ton. Det centrale skøn sættes til 1.300 kr./ton, mens henholdsvis mindste og største skøn er 1.100 og 1.400 kr./ton.

Formindsket udbytte i skovbrug

I (Markandya & Rhodes, 1992, p. 53-59) anføres en række uhyre forskellige skøn over skaderne på skov i Europa på grund af SO_2 . Skaderne svinger fra 550 kr./ton i 1993 (Grækenland) til 35.000 kr./ton i 1993 (Schweiz); spredningen mellem landene – hvor Danmark ikke er medtaget – betyder, at det er svært at anvende et gennemsnit. Det fremgår heller ikke om værdien kun refererer til *handelsværdien*; men sandsynligvis er der tillagt en betydelig rekreativ værdi. Det er karakteristisk for (CEC/US, 1993), at skovskaderne udgør en stor andel: omkring 15% af de samlede skader (inklusive de skader der stammer fra global opvarmning). Det understreges samtidig, at skønnene er endog *meget* usikre.

Den påvirkning på træudbyttet, der stammer fra SO_2 , medfører i første omgang, at træets kvalitet forringes. For at prissætte denne formindskelse i træets værdi tages udgangspunkt i markedsprisen på træet. Fremgangsmåden er at vurdere kvalitetstab og dernæst finde prisforskellen mellem kvaliteterne. I det følgende er det valgt at tage udgangspunkt i de gennemsnitlige handelspriser for træ i Danmark, som for nåletræ er 240 kr./m³ (1993). Prisen for løvtræ er en faktor to større. Forholdet mellem dyrkningen af nåle- og løvtræ er ca. 65% til 35%. Dette leder til en gennemsnitlig pris på 325 kr./m³. Da det fremfor alt er nåletræer, plantet i relativt forarmet jord, der er udsat for eksternaliteten, betyder det en relativt større vægt på nåletræer. Derfor er den samlede pris for træ sat til 300 kr./m³. Da vægten af 1 m³ tørret træ er ca. 600 kg, fås en pris på træ svarende til 500 kr./ton. Denne skade er udelukkende udtryk for det tab ejeren af træet påføres, ikke for de afledte effekter andre påvirkes med. Som mindste skøn anvendes udelukkende nåletræs værdi svarende til 400 kr./ton. Et højeste skøn er 650 kr./ton for træ (af primært *meget* høj kvalitet løvtræ).

7.2.4 Påvirkning af ikke-kommerciel fauna og flora (biodiversitet)

Ved tab af biodiversitet forstås i denne sammenhæng dels tab af arter eller varianter, som ikke kan genskabes inden for en overskuelig tidshorisont, dels ødelæggelse af mindre biotoper eller dele heraf. Eksempler på henholdsvis det første og det sidste kan være udryddelse af en svampeart og ødelæggelse af et område som Esrom Sø med omgivelser. I kapitlerne 4 og 5 er der redegjort for, at påvirkningen for de valgte energiproduktionsformer på biodiversiteten på lokalt og regionalt plan er så beskeden, at der kan ses bort fra denne eksternalitet.

7.2.5 Vand

Forskellige studier tager udgangspunkt i forskellige anvendelser af vand og foretager typisk en opdeling i overfladevand og grundvand. I det følgende vil der kun blive lavet værdisætning af det egentlige grundvand. Der er grundlæggende to indfaldsvinkler: opstilling af dose-response funktioner f.eks. i relation til nitratforurening, eller at man tager udgangspunkt i fastsatte grænseniveauer for vandet; hvis niveauet er overskredet, betragtes vandet som værdiløst. I denne rapport anvendes den sidste indfaldsvinkel. Udgangspunktet for Danmarks vedkommende er den gennemsnitlige pris på grundvand. Denne sættes til 2,60 kr./m³ i 1993, jvf. (Cowiconsult, 1993, p. 13). I denne pris er der ikke taget højde for den omkostning, der *kan* opstå, fordi det marginale grundvand kun kan skaffes til en højere pris. Prisfordelingen har en temmelig lille spredning omkring 1,50-3,00 kr./m³ (knap 60% af observationerne ligger i dette interval). Mindsteværdi er 1,50 kr./m³ (12% af observationerne ligger under denne pris), højeste værdi er 4,00 kr./m³ (13% af observationerne ligger over denne pris).

7.2.6 Rekreationelt

Der er ikke umiddelbart muligt at finde eksempler på undersøgelser af påvirkningen fra f.eks. vindmøller på oplevelsen af horisonten. Der er derfor i stedet den mulighed at undersøge, hvad der findes af CVM-undersøgelser i forbindelse med naturområder. Dette er imidlertid typisk foretaget for områder, der har stor rekreativ værdi. Da det antages, at ingen af de planlagte værker opføres i egentlig rekreative områder, er det også kun et mindre antal personer, der påvirkes. De personer, der påvirkes, vil i alt overvejende grad være personer, der er bosiddende i den umiddelbare nærhed. Eksternaliteter for forbipasserende i øvrigt ses der bort fra. Påvirkningen monetariseres i sammenhæng med eksternaliteterne i afsnit 7.2.7.

7.2.7 Lydmæssige ændringer – støj

Med støj forstås i denne sammenhæng en forøget lydpåvirkning, der kan stamme fra forskellige kilder. Hovedkilderne i forbindelse med den energi-produktion, der undersøges i denne rapport, stammer fra vindmøller, d.v.s. vinger og motorer, og fra (lastbil-)trafik. De påvirkede områder opdeles i to typer:

- Boligomgivelser (beboelse).
- Naturområder (rekreative områder).

Det er vigtigt at skelne mellem disse to typer, fordi den normale "baggrundslyd" er forskellig. Tilsvarende kan det ikke umiddelbart antages, at en forøget støj i hver af de to omgivelser medfører samme gene.

Det kan diskuteres, hvorvidt genen ved støj kan angives ved ét enkelt tal i dB(A). Når spørgsmålet er interessant, er det fremfor alt, fordi langt de fleste studier af støj og monetariseringen heraf er foretaget i forbindelse med trafik, d.v.s. vej- og lufttransport. I det følgende antages det, at støj betyder samme gene uanset fra hvilken kilde, den stammer. Der er altså udelukkende tale om en simpel sammenhæng som: Støj i dB(A)↑ ⇒ Gene↑ og omvendt. Fremgangsmåden ved værdisætning af støj er først og fremmest hedonistisk – typisk indvirkningen på ejendomspriser. Denne metode bruges først og fremmest, når det er beboelsesomgivelser, der påvirkes. I forhold til naturområder, hvor der ikke er markeder og

dermed priser på jorden, vil hedonistisk prissætning ikke kunne anvendes. For at værdisætte denne type områder kan man typisk vælge en af følgende fremgangsmåder: CVM eller at overføre de hedonistiske resultater, eventuelt i korregeret form, fra boligomgivelser. Opsummerende kan det konkluderes, at der findes overordentlig mange undersøgelser af støj i boligomgivelser, (Pearce, Bann & Georgiou, 1992, p. 12-3-12-4) henviser til over 20 undersøgelser.

Den generelle ulempe ved hedonistisk prissætning – f.eks. i form af huspriser – er, at disse huspriser afspejler andre fordele og ulemper end netop støjen. Det kan således være svært at isolere den effekt på priserne, der stammer fra støjen.

Et generelt problem i forhold til at vurdere påvirkningen af støjen er, at praktisk taget alle undersøgelser tager udgangspunkt i områder, der er belastet af et betydeligt støjniveau i udgangssituationen. Typisk foretages der hedonistiske undersøgelser af huse beliggende i umiddelbar nærhed af lufthavne eller motorveje. Der er typisk tale om undersøgelser, der er foretaget i et interval mellem 50 og 80 dB(A), med tendens til at ligge i den øverste del af intervallet. I forhold til de støjpåvirkninger, der stammer fra vindmøller og kraftværker, er de lyd-påvirkninger, der er analyseret i undersøgelserne, væsentligt højere. Resultaterne kan derfor ikke overføres direkte. Der er samtidig en række indikationer på, at et støjniveau på under 45 dB(A)²⁴ kun har en meget beskeden eller slet ingen indflydelse i en hedonistisk prissætning. Typisk undersøges intervallet på 50-80 dB(A), eller områder udsat for kortvarige men kraftige støjpåvirkninger – ofte i forbindelse med lufthavne – hvor der anvendes et indeks kaldet NNI²⁵; der er enkelte eksempler på CVM-undersøgelser for et lavere dB(A)-niveau (Markandya & Rhodes, 1992, p. 74).

I det omfang, der findes betydningsfulde påvirkninger fra støjen på huspriserne, er det typisk i størrelsesorden svarende til et fald på 1% i huspriserne ved stigning i støjen på 1 dB(A). Denne størrelsesorden er givet overvurderet, hvis der er tale om støj under 50 dB(A).

Da der kun foreligger uhyre få undersøgelser, der v.h.a. hedonistisk prissætning tager udgangspunkt i andre påvirkninger end støj, er målinger af støjpåvirkninger et nødvendigt udgangspunkt i denne rapport. Der findes enkelte eksempler på nærhed til atom-kraftværker o.lign., men det er ikke fundet relevant at anvende tal for dette i denne rapport: der er først og fremmest tale om støj og synspåvirkninger.

Den gennemsnitlige huspris for land-enfamiliehuse sættes til 650.000 kr. (se Statistisk Årbog, 1993, p. 286, ejendomsvurdering). Hvis der antages et fald på 1% i huspriserne ved stigninger i støjniveauet på 1 dB(A), vil dette svare til 6.500 kr. pr. dB(A)²⁶. Dette svarer til en rimelig gennemsnitlig antagelse for støjniveauer omkring 45 dB(A) og opefter. Hvis den maksimale støjpåvirkning øger niveauet med 5 dB(A), vil dette svare til et fald på 32.500 kr. på huset i gennemsnit. Dette resultat skal fordeles ud over husets levetid og diskonteres. Husets levetid sættes til 50 år, hvilket vil tendere mod at overvurdere skaden, omvendt regnes der ikke med vedligeholdelse i perioden. Foretages der en diskontering på 1½% fremkommer der en årlig gennemsnitlig omkostning over de 50 år på 455 kr./hus/år pr. dB(A). Antages tidshorisonten i stedet for at være 100 år, fås en årlig omkostning på 170 kr./hus/år pr. dB(A). Der er ikke selvstændigt taget højde for ændringer i husets værdi som følge af relative prisændringer, hvorfor de 1½% alene repræsenterer den sociale præference i forhold til tiden. Det

24. Som er grænsen for placering af vindmøller i forhold til beboelse på landet.

25. NNI: Noise and Number Index, der beregnes med udgangspunkt i logaritmen til støj-spidsbelastningen og antallet af spidsbelastninger i en periode.

26. Dette gælder almindelige enfamiliehuse, det antages, at prisfaldet i forhold til landejendom er mindre påvirket af støjen.

skal understreges, at der er tale om *meget* usikre skøn. Som mindste og største skøn antages en variation på 50% i hver retning, svarende til henholdsvis 230 og 680 kr./hus/år pr. dB(A).

7.2.8 Transport

Under dette punkt behandles følgende effekter: vejslid, støjpåvirkning af trafik, ulykker, luftforurening og barriereeffekter. Grundlæggende sondres mellem:

- Vejslid.
- Støj, ulykker, luftforurening m.v.

Metoden til at finde omkostningerne i hvert tilfælde er forskellig.

Vejslid

Omkostningerne i forbindelse med vejslid findes med udgangspunkt i omkostningerne til vejvedligeholdelsen. Vedligeholdelsesomkostninger sættes herefter i forhold til det kørte antal km. I (Transportrådet, 1993) opgøres omkostningerne for Danmarks vedkommende. I (Transportrådet, 1993, p. 49) findes omkostningerne ved vejslid til 18 øre/km i 1991. Der er udelukkende set på udgifterne i ét år²⁷. For at enkeltudgifter for ét år ikke skal have stor indflydelse, er der i det følgende foretaget en gennemsnitsberegning over perioden 1987-1992; statistikken fremgår af Tabel 7.4 nedenfor.

Tabel 7.4. Udgifter til vejvedligeholdelse.

	1987	1988	1989	1990	1991	1992	Gennemsnit
Vejudgifter (mia.kr.)	8,171	7,665	7,426	6,738	7,085	7,420	7,420
Vogn-km (mia.km)	33,3	34,8	35,9	36,6	37,5	38,4	36,1
Pris/km (øre/km)	25	22	21	18	19	19	21

Kilde: *Tal om vejstatistik*, Vejdirektoratet.

Som det fremgår, er der tale om faldende udgifter pr. kørt km i løbet af perioden. Gennemsnittet på 21 øre/km anvendes som bedste estimat for vejsliddet. Transportrådet angiver også en fordeling af vejudgifterne mellem personbiler, lastbiler og busser. Omregnes denne med de faktiske 1991 udgifter, fås en fordeling som vist i Tabel 7.5.

Tabel 7.5. Fordeling af vejudgifter mellem transporttyper.

	Fordeling	Udgift mia.kr.	Udgift øre/km
Personbiler	78%	5,788	19
Lastbiler	19%	1,410	47
Busser	3%	0,233	27
I alt	100%	7,420	...

Kilde: (Transportrådet, 1993, p. 49) og *Tal om vejstatistik*, Vejdirektoratet.

27. Desuden er der tale om budgettal for 1991.

Støj, ulykker, luftforurening m.v.

For denne typer eksternaliteter er der generelt tale om en betydelig større usikkerhed end for vejsliddet. Da der udelukkende er tale om danske forhold, er der taget udgangspunkt i (Transportrådet, 1993, p. 47-56). Tages der udgangspunkt i udgifterne i forbindelse med uheld, fås 8,2 mia.kr. (1991), hertil lægges ca. 2,5 mia.kr. som et såkaldt politisk skøn over velfærdstab. Dette fører til en pris på 29 øre/km i 1993. Et andet princip er at fratrække alle materielle skader ud fra argumentet, at disse allerede er internaliseret, f.eks. i form af forsikringer. Dette leder til en samlet omkostning på 13 øre/km (1993). Disse to skøn må opfattes som yderpunkterne. Vejdirektoratet ansætter omkostningen pr. dræbt, inklusive velfærdstab til 5,1 mio.kr. Sammenlignes dette med udenlandske WTA-undersøgelser, ligger det danske skøn under alle andre undersøgelser. I (Transportrådet, 1993, p. 50) sættes tabet pr. dræbt derfor til 10 mio.kr. (stadig i underkanten af de udenlandske undersøgelser). Dette betyder et tillæg på 3 mia.kr. (svarende til ca. 600 dræbte/år). Tillægges dette tal de faktiske omkostninger (fratrullet materielle skader), fås samlede omkostninger på 7,9 mia.kr. (1991), svarende til 22 øre/km i 1993²⁸. Et tal på 21 øre/km synes i forhold til ovenstående sat i den øvre del af skalaen. Alligevel anvendes 21 øre/km som centralt skøn for uheld for at tage højde for den usikkerhed, der er i forbindelse med værdisætningen af menneskeliv.

For støjs vedkommende ansættes dette til 18 øre/km. Støj fra personbiler og lastbiler beregnes til henholdsvis 13 øre/km og 75 øre/km, jvf. (Transportrådet, 1993, p. 51-2).

For luftforureningens vedkommende er der også i (Transportrådet, 1993) opgivet tal herfor. Da disse tal imidlertid ikke tager udgangspunkt i skaden, men derimod i konstaterede forebyggelsesomkostninger i form af udgifterne til katalysatorer er det i rapporten valgt at anvende egentlige skadesopgørelser for luftforureningen. Emissioner til luft i forbindelse med transport behandles på linie med andre emissioner til luft og vil ikke blive behandlet særskilt.

Barriere-effekter i form af besværliggjort forbindelsesvej, såvel faktisk som forestillede (oplevet risiko) sættes til 9 øre/km i (Transportrådet, 1993, p. 53). Fremgangsmåden har været at tage udgangspunkt i data for støjs vedkommende og halvere disse tal. Skønnet for barriere-effekter er altså *meget* usikkert.

Samlede transportskader

I Tabel 7.6 er de samlede omkostninger for person- og lastbiler anført; i Tabel 7.6 er ligeledes vist mindste og største skøn i det omfang det er foretaget.

Da der ikke foreligger mindste og største skøn for alle biltyper og omkostningstyper, tages der i disse tilfælde udgangspunkt i det centrale skøn. For at finde de centrale omkostninger for f.eks. personbiler sammentælles vejslid (19 øre), støj (13 øre), de gennemsnitlige tal for ulykker (21 øre) og barrierer (9 øre), i alt 62 øre.

De samlede omkostninger *eksklusive* luftforurening for personbiler er: 62 øre/km, for lastbiler: 152 øre/km og gennemsnitligt i Danmark 69 øre/km. I forhold til person- og lastbilernes størrelse m.v. antages, at de afspejler den gennemsnitlige beholdning i Danmark i 1993.

28. Tages der udgangspunkt i løntabsmetoden – som i afsnit 7.3.6 – sættes et *helt*, statistisk liv til 7,1 mio.kr., såfremt alle dræbte havde et fuldt arbejdsliv tilbage. Er rest-arbejdsårene f.eks. kun 20 år, ville tabet være 4,1 mio.kr. Disse tal skal sammenholdes med Vejdirektoratets tal på 5,1 mio./dræbt.

Tabel 7.6. Omkostninger ved transport bortset fra luftforurening.

Omkostning i øre/km	Personbiler			Lastbiler			Gennemsnitligt		
	min.	centralt	max.	min.	centralt	max.	min.	centralt	max.
Vejslid	16	19	23	40	47	56	18	21	25

Omkostning i øre/km	Personbiler			Lastbiler			Gennemsnitligt		
	min.	centralt	max.	min.	centralt	max.	min.	centralt	max.
Ulykker Støj Barrierer	10	13	15	65	75	85	13	21 18 9	29
I alt							40	48	56

Kilde: (Transportrådet, 1993, p. 49) og *Tal om vejstatistik*, Vejdirektoratet.

Det centrale skøn for udgifterne for *personbiler* for ulykker, støj og barrierer bliver altså: 43 øre/km, mens mindste og største skøn bliver henholdsvis: 32 øre/km og 53 øre/km, idet der ikke tillægges nogen selvstændig usikkerhed for barrierer.

Det centrale skøn for udgifterne for *lastbiler* for ulykker, støj og barrierer bliver altså: 105 øre/km, mens mindste og største skøn bliver henholdsvis: 87 øre/km og 123 øre/km, idet der ikke tillægges nogen selvstændig usikkerhed for barrierer.

7.2.9 Samlet monetarisering af lokale og regionale eksternaliteter

Den samlede monetarisering af lokale og regionale eksternaliteter resulterer i en række forskellige priser i forhold til en eller anden enhed, f.eks. pr. m³ eller km. Dette betyder, at de enkelte eksternaliteter ikke som sådan i nuværende form er direkte sammenlignelige. I kapitel 8 gennemgås en omregning af de enkelte eksternaliteter til øre/kWh. Tabel 7.7 giver en samlet oversigt over de fundne lokale og regionale eksternaliteter.

7.3 Globale eksternaliteter (drivhuseffekt)

Der er i kapitel 6 redegjort for, hvorledes drivhuseffekten kan påvirke det globale klima. Der findes flere undersøgelser, der søger at afdække de økonomiske konsekvenser af en potentiel temperaturstigning forårsaget af en forøget emission af drivhusgasser til atmosfæren. Der er foretaget både analyser omfattende de økonomiske følger på nationalt som internationalt niveau. Undersøgelserne tager typisk udgangspunkt i de faktiske omkostninger – d.v.s. skadesomkostningerne – som en temperaturstigning vil få.

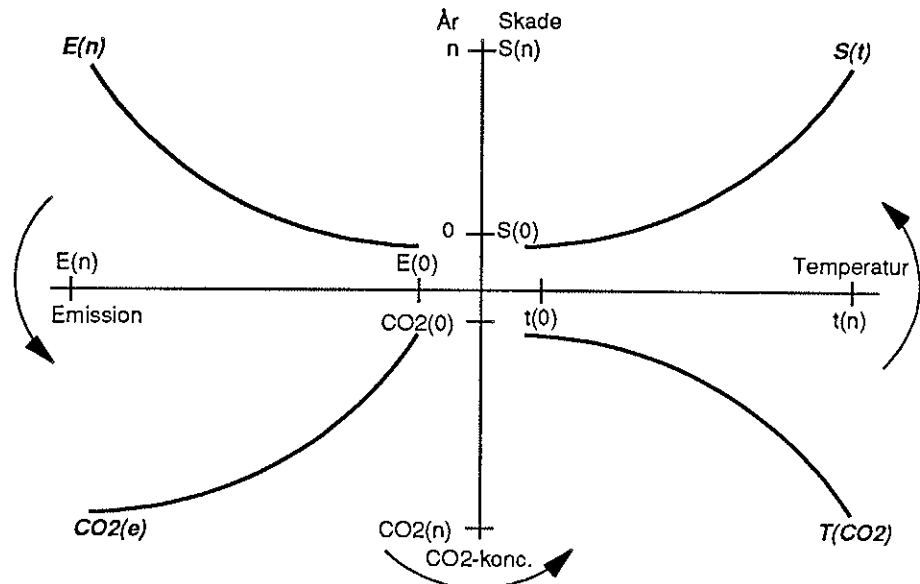
Skematisk kan der opstilles en sammenhæng mellem drivhusgasemission og den globale skade, der potentielt opstår som følge af emissionen. Når der i det følgende tales om CO₂-emission, er denne den vigtigste drivhusgas brugt som en fællesbetegnelse for alle former for drivhusgasser. Sammenhængen kan opstilles som:

CO₂-emission → øget CO₂-koncentration → Temperaturstigning → Skade

Tabel 7.7. Monetarisering af lokale og regionale eksternaliteter, oversigt.

Skade/slutkonsekvens	ABC ₃	Enhed	Min.	Centralt	Max.
Bygninger & monumenter					
• skade på bygninger	A ₃ D ₃	kr./ton SO ₂	1.400	5.000	10.000
• skade på monumenter	B ₃ D ₃				
Dødelighed og sygelighed					
• død	B ₃ A ₃ D ₃	mio.kr./liv	2,9	4,1	5,4
• sygdom, alvorlig	B ₃ A ₃ D ₃	kr./dag		...	
• sygdom, kortsigtet (løntab)	A ₃ A ₃ D ₃	kr./dag	750	940	1.130
• sygdom, kortsigtet (behandling)	A ₃ A ₃ D ₃	kr./dag	2.600	3.200	4.300
Påvirkning af kommerciel fauna og flora (landbrug, skov og fiskeri)					
• formindsket udbytte i landbrug	B ₃ D ₃	kr./ton korn	1.100	1.300	1.400
• formindsket udbytte i skovbrug	B ₃ D ₃	kr./ton træ	400	500	650
Påvirkning af ikke-kommerciel fauna og flora (biodiversitet)	C ₃ C ₃ D ₃	kr.	0	0	0
Vand					
• forringelse af grundvand	B ₃ A ₃ D ₃	kr./m ³	1,50	2,60	4,00
Rekreationelt					
• visuel påvirkning (bl.a. ødelæggelse af horisonten)	C ₃ C ₃ D ₃				
• landskab og skov (p.g.a. sur regn)	C ₃ C ₃ D ₃				
Lydmæssige ændringer (støj)					
• påvirkning på boligomgivelser	C ₃ C ₃ D ₃	kr./hus/år	230	455	680
• påvirkning af naturområder	C ₃ C ₃ D ₃				
Transport					
• forøget støj, ulykker, barrierer	C ₃ C ₃ D ₃	kr./km	0,40	0,48	0,56
• forøget vejslid	A ₃ A ₃ D ₃	kr./km	0,18	0,21	0,25

Sammenhængen er illustreret i Figur 7.2, og det skal understreges, at funktionernes former kun er vist som illustration. Et vigtigt aspekt ved sammenhængen er, at hvert trin i kæden er forbundet med en betydelig usikkerhed som følger med til næste led i kæden.



Figur 7.2. Sammenhæng mellem CO₂-emission og økonomisk skade.

Målet er at finde skadesfunktionen S og dette kræver kendskab til temperaturfunktionen T , som afhænger af CO₂-mængden i atmosfæren, hvor CO₂-koncentrationen er en funktion af emissionen af CO₂. Endelig er der også nødvendigt at kende tidshorizonten for at kunne anlægge et tidsperspektiv i analysen.

Tidshorizonten og antagelsen om temperaturstigningen er afgørende parametre, når omkostningerne ved forøget drivhusgas-emission skal bedømmes. De fleste studier vedrørende værdisætningen af omkostningerne ved global opvarmning er foretaget med et relativt kort sigte, d.v.s. frem til mellem 2005 og 2050. En undtagelse herfra er Clines undersøgelser, som udover at estimere omkostninger på relativt kort sigt ved en fordobling af CO₂-koncentrationen, også foretager fremskrivninger over 200 år frem til år 2250, svarende til de økonomiske omkostninger ved en stigning i gennemsnitstemperaturen på 10°C.

Det er naturligvis meget afgørende for konklusionerne, hvilken temperaturstigning og hvilken tidshorizont der anvendes. Der har vist sig den tendens, at de fleste økonomisk baserede studier kun har valgt at se på en fordobling af CO₂-indholdet i atmosfæren. Dette er også udgangspunktet i det følgende. Det betyder imidlertid, at de værdisætninger, der opnås skal betragtes ud fra denne forudsætning. Da emissionen af CO₂ til stadighed finder sted, vil der ske en fortsat stigning af koncentrationen af CO₂ i atmosfæren, eftersom nedbrydning af CO₂ kun finder sted over en meget lang tidshorizont (typisk omkring 100 år). Dette vil automatisk betyde – bl.a. jvf. Clines studier af en 10°C's temperaturstigning – at de samlede omkostninger ved en fortsat forøget drivhusgasmængde i atmosfæren vil være betydeligt større, end de omkostninger der findes ved en fordobling af CO₂. Dette beskrives ofte ved at antage, at skadesfunktionen er eksponentielt stigende over tiden.

Udover, hvor stor en effekt en fordobling af CO₂ har på temperaturen, er der vigtigt at klargøre, hvor lang tid det tager. Dette skyldes bl.a., at der ved værdisætningen tages højde for tidsperspektivet i kraft af diskontering. Desuden er det nødvendigt at kende emissionen af drivhusgasser i de enkelte år. Fremgangsmåden for dette er allerede beskrevet i kapitel 3.

I det følgende er det antaget, at fordoblingen af CO₂-koncentrationen tager 50 år, d.v.s. et noget langsommere forløb end det forventede "business-as-usual" forløb i (IPCC, 1990a, p. xxii), hvor fordoblingen antages at have fundet sted i 2030. Antagelsen i denne rapport forudsætter altså en ikke helt ubetydelig reduktion af CO₂-emissionen de næste 50 år i forhold til IPCCs "business-as-usual" forløb.

Studier af en global temperaturstignings økonomiske betydning

Som omtalt er det især (Cline, 1992), (Nordhaus, 1991c, 1993) og (Fankhauser, 1992/93 & 1993a), der har foretaget disse skadesomkostningsstudier af global opvarmning; Cline og Nordhaus har alene foretaget undersøgelsen for USAs vedkommende, mens Fankhauser medtager hele verden. En ellers meget omfattende analyse af brændselscyklussen for kul (CEC/US, 1993) omfatter kun nogle få sider om drivhuseffekten, på trods af at de forventede omkostninger meget usikkert ansættes til at udgøre mere end to-trediedele af de samlede eksternaliteter i forbindelse med kulfyring (CEC/US, 1993, tabel 19.8, p. 19-30-19-32). Udgangspunktet for CEC/US-estimatet er i øvrigt Clines tal. Det europæisk-amerikanske studie kan derfor ikke anvendes i denne forbindelse. I Tabel 7.8 er de tre publikationers antagelser om CO₂- og temperaturstigning, samt påvirkning af bruttonationalprodukt (BNP) gengivet. De bagvedliggende videnskabelige fakta m.h.t. temperaturstigning m.v. kan henføres til (IPCC, 1990a). Således opgiver (IPCC, 1990a, p. xxv), at en fordobling af indholdet af CO₂ i atmosfæren vil medføre en temperaturstigning på mellem 1,9° og 5,2°C i forhold til 1990, en temperaturstigning på 2,5°C anses for at være det bedste estimat. Der er altså en betydelig usikkerhed knyttet til temperaturstigningens størrelse. Når der i det følgende refereres til disse kilder, ligger antagelserne i Tabel 7.8 til grund.

Tabel 7.8. Tab i BNP som følge af temperaturstigning.

	Cline (1992)	Nordhaus (1991c,1993)	Fankhauser (1992,1993)
Stigning i CO ₂	2x	2x *	2x
Temperatur i C	2,5°	3,0°	2,5°
Tab i BNP (1988)	1,1%	1,0%	1,3%

* Der foretages af (Nordhaus, 1993) en beregning (svarende til en fordobling) i CO₂-ækvivalenter, således at der ikke kun er tale om drivhuseffekt stammende fra CO₂, men fra alle drivhusgasser. I (Nordhaus, 1993) anføres, at der antages en 2xCO₂ (i ækvivalenter må det formodes).

Det fremgår af Tabel 7.8, at alle forfattere grundlæggende har samme udgangspunkt, idet Nordhaus dog antager en temperaturstigning der ligger lidt over IPCCs centrale skøn i 1990.

Eksternaliteter i forbindelse med global opvarmning

I Tabel 7.9 er foretaget en opstilling af de eksternaliteter, der er identificeret i forbindelse med global opvarmning. Desuden er der lavet en rubricering af de

enkelte eksternaliteter efter metode og datamæssig kvalitet svarende til beskrivelsen i kapitel 3, samt en kort kommentar til den valgte rubricering.

Tabel 7.9. Eksternaliteter som følge af temperaturstigning.

Slutkonsekvens	ABC ₃	Bemærkninger til værdisætningen
Primær sektor: • landbrug • skovdrift • fiskeri	$B_3^M C_3^D$ $B_3^M B_3^D$ $B_3^M C_3^D$ $C_3^M C_3^D$	Der undersøges hvilken ændring i høstudbyttet o.s.v., der opstår ved ændrede klimatiske forhold.
Sekundær og tertiær sektor: • turisme • industri	$B_3^M C_3^D$ $B_3^M C_3^D$ $C_3^M C_3^D$	Det er svært at estimere påvirkningen af især turismen.
Tab af biodiversitet	$C_3^M C_3^D$	Metoderne er meget usikre. Der er fremfor alt tale om værdisætning af eksistens og/eller indre værdi. Dette leder til CVM/WTP fremgangsmåder. Data er ligeledes meget beskedent.
Vandstandsstigning: • Kystsikring • Vådland • Ubeboet land	$A_3^M C_3^D$ $A_3^M B_3^D$ $B_3^M C_3^D$ $B_3^M C_3^D$	Der kan anvendes omkostninger til kystsikring sammen med kapitaltab ved tab af landområder. Data er generelt gode.
Rumopvarmning og -afkøling	$A_3^M C_3^D$	Omkostninger/besparelser (forebyggelsesomkostninger) ved at opretholde uændret rumtemperatur kan med rimelighed anvendes.
Dødelighed og sygelighed	$B_3^M B_3^D$	Der er udbredt kritik af at værdisætte liv. Datamæssigt foreligger der et overvældende materiale for dødeligheds vedkommende, mindre datagrundlag for sygelighed.
Vandforsyning	$B_3^M C_3^D$	Omkostninger ved at opretholde samme vandforsyning (kvalitet og kvantitet) kan anvendes.
Forøget naturkatastroferisici	$C_3^M C_3^D$	Betydelig usikkerhed. Datagrundlag minimalt.
Emigration	$C_3^M C_3^D$	Betydelig usikkerhed om såvel omfang som omkostninger.
Fysisk velfærd	$C_3^M C_3^D$	Metodisk usikkert grundlag for værdisætning af påvirkningen fra øget temperatur; praktisk taget intet grundlag.
Hungerdød	-	Meget vanskelig at vurdere, er delvist omfattet af tabet i landbruget. Intet anvendeligt datagrundlag.

Anm.: Kategoriseringen af i ABC₃ svarer til den økonomiske vurdering af metode og datagrundlag for monetariseringen.

7.3.1 Primær sektor: landbrug, skovdrift og fiskeri

Denne kategori af eksternaliteter omfatter påvirkninger af de økonomiske resultater i de primære økonomiske sektorer. Som udgangspunkt anvendes derfor det økonomiske tab, erhvervet må forventes at få ved en global opvarmning; der er altså tale om skadesomkostningerne.

Landbrug

M.h.t. værdisætning af de omkostninger, der sker i landbruget, tages der indledningsvist udgangspunkt i afsnit 7.2.3 for lokale forhold. Der skal fremfor alt tages højde for følgende: at verdensmarkedspriser for korn er mindre end den EU-understøttede danske pris, at prisen i en række lande ligger under verdensmarkedsprisen, at en række lande er afhængige af ris og majs, samt at der i løbet af perioden sker ændringer i efterspørgslen og udbuddet af korn. Alt dette betyder, at det er kompliceret at anvende én pris. Der er en række forskellige bud på, hvilke priser der anvendes for korn. I det følgende er der valgt en pris på korn svarende til bedste kvalitet hvede, hvor verdensmarkedsprisen ligger på godt 800 kr./ton. Den nuværende verdensmarkedspris for hvede, byg og majs ligger på henholdsvis godt 700, 500 og godt 800 kr./ton. Prisudsvingene gennem de sidste tre år har for ingen af de tre kornsorters vedkommende været udenfor intervallet 450-900 kr./ton. I beregningerne vælges 1.000 kr./ton som det centrale skøn; dette valg foretages for at tage højde for en stigning i efterspørgslen. Denne stigende efterspørgsel er fremfor alt begrundet i stigende befolkning, men også i en velstandsstigning. Som udtryk for mindsteprisen vælges dagens prisniveau, svarende til 800 kr./ton korn. Det er anderledes kompliceret, at vurdere hvor høj prisen kan tænkes at blive som følge af de ovennævnte ændringer. I (Hohmeyer & Gärtner, 1992, p. 29) anføres forskellige kornpriser i 1988. Det anføres, at prisen i USA i 1988 var \$406/ton (3.200 kr./ton, 1993-priser), endelig omsættes det samlede verdenstab til en pris på ca. 3.700 kr./ton korn 1993-priser. Disse priser forekommer umiddelbart meget høje; med udgangspunkt i de gældende verdensmarkedspriser og Hohmeyer og Gärtners tal sættes det højeste skøn derfor til 2.000 kr./ton (1993), hvilket er en stigning på $2\frac{1}{2}$ i forhold til den nuværende verdensmarkedspris.

Skovdrift

For Danmarks vedkommende vil en stigning i temperaturen især forstærke dødeligheden – en tendens som allerede nu er udbredt – blandt rødgraner. Rødgraner er som en importeret sort mindre stabil end træsorter, der traditionelt har været udbredt i Danmark som eg, bøg, lind, pil m.v. Der er ingen grund til at forvente et betydeligt fald i gavntræet for disse sorters vedkommende, idet de også findes naturligt udbredt i væsentlig sydligere egne. Rødgranen udmærker sig ved et højt udbytte og nøjsomhed. Dette vil, hvis tendensen forstærkes – hvilket alt tyder på – ultimativt betyde at rødgranen ikke længere findes i Danmark. De mere traditionelle sorter vil skulle erstatte dette gavntræ. Cline og Fankhauser har modstridende resultater på området: Cline forventer en omkostning for skovdriften svarende til ca. 26 mia.kr./år (1993), mens Fankhauser estimerer en negativ omkostning, svarende til ca. -16 mia.kr./år (1993). Begge undersøgelser finder, at der vil være betydelige regionale forskelle, hvor visse regioner får forbedret udbytte, mens andre forringet udbyttet. Da samtidig Nordhaus anfører, at omkostninger er meget små, er det valgt at sætte omkostningen til 0 mia.kr./Gton CO₂ med en mindste skade på -0,5 mia.kr./Gton CO₂ og en største skade på 0,8 mia.kr./Gton CO₂.

Fiskeri

Påvirkningen af fiskeriet som følge af en temperaturstigning er sparsomt belyst. Der vil sandsynligvis ske en ændring i fiskebestandene; dette betyder dog ikke nødvendigvis en nedgang i fiskeriets indtægt (IPCC, 1990b, p. 6-18-6-20). Imidlertid tyder undersøgelser på, at påvirkningen af yngel fra flodmundinger og andre dele af vådlandsområder er betydelig. Netop vådlandsområderne vil blive

kraftigt påvirket ved en temperaturstigning. Der hersker en bred enighed om, at fiskeriet primært kan blive skadet i kraft af påvirkningen af vådlandsområderne ved en vandstandsstigning. Problemet kan derfor henføres til hvor meget vådlandsområderne vil blive reduceret som følge af global opvarmning. Denne påvirkning medtages i 7.3.4, hvorfor den ikke tildeles nogen selvstændig omkostning i dette afsnit.

I (Fankhauser, 1993, p. 92) anføres det dog – ud fra amerikanske data – at der kan forventes et fald i fiskeriet på ca. 8% på grund af en global temperaturstigning. Denne effekt medtages ikke i det følgende, igen fordi det primært er en effekt der udgår fra reduktionen af vådlandsområder. Ud fra ovenstående, samt den kendsgerning, at hverken Cline, Fankhauser eller Nordhaus angiver skøn for fiskeriet, er den selvstændige skade for fiskeri sat til 0 kr., ligesom der ikke skønnes over mindste og største skaderne.

7.3.2 Sekundær og tertiær sektor: byggeri og turisme

Selvom det ikke kan udelukkes, at forskellige industrier og serviceerhverv kan blive påvirket direkte af en global opvarmning, tager hverken Cline, Fankhauser eller Nordhaus højde herfor. Såfremt der er tale om en effekt, må den anses for uhyre beskeden²⁹. De to økonomiske sektorer, som især vil blive påvirket af en temperaturstigning, er sandsynligvis turisme og til dels byggeri.

Turismen vil blive kraftigt påvirket af vejrændringer, da vejret netop er en af denne sektors primære karakteristika. Der er tale om flere modsatrettede effekter ved en temperaturstigning, bl.a.: gennemsnitstemperaturen vil stige i Danmark, og dette kan betyde et mindre behov for ferierejser til udlandet for at "få godt vejr", mens skiturisme sandsynligvis vil blive ramt ved at sæsonen bliver kortere og mere usikker. Hvordan effekten for turismen vil udvikle sig, er det umuligt at forudsige. Imidlertid er det oplagt, at en global temperaturstigning vil betyde ændret adfærd m.h.t. turismen. For skiturismens vedkommende i Canada vurderer (Cline, 1992, p. 122), at der vil være tale om en reduktion mellem 40 til 70% af antallet af dage, hvor det er muligt at stå på ski³⁰. Omregnet til amerikanske forhold får Cline et tab på \$ 1,7 mia. i 1988, svarende til ca. 13 mia.kr./år (1993). For Europas vedkommende vil tabet i skiturismen være betydeligt større end de amerikanske, nærmere i størrelsesordenen 5-10 gange større. Denne omkostning skulle i givet fald fordeles mellem de forskellige lande efter en nøgle, som det vil føre for vidt at komme ind på her. På grund af usikkerheden og den beskudne størrelsesorden i forhold til BNP betragtes skaden til at være 0 kr./år. Som et rimeligt højeste skøn kunne der tages udgangspunkt i tab i forbindelse med skiturisme; det antages i denne forbindelse at tabet i Europa er fem gange det af Cline opgivne for USA. Det samlede største tab er derfor: 78 mia.kr./år³¹, svarende til 2,3 mia.kr./Gton CO₂.

Byggesektoren er afhængig af vejret i forbindelse med selve byggearbejdet og bygningens "tørreperiode". En temperaturstigning vil betyde en længere (mindre problemfyldt) byggesæson, men kan muligvis også medføre større nedbør til gene

29. Der tages ikke højde for ændrede omkostninger til bl.a. opvarmning og afkøling af lokaler. Dette behandles særskilt i 7.3.5.

30. I dette tal for reduktionen af dage, hvor det er muligt at stå på ski, er der endda taget højde for anvendelsen af kunstsnø. Såfremt disse omkostninger ikke blev afholdt, ville tallet være endnu større. Kunstsnøen kan betragtes som en forebyggelsesomkostning. Denne omkostning er ikke medtaget i det skadestab, som opgives.

31. Det potentielle tab i forbindelse med "strand"-turisme – i kraft af forringede kystzone turistområder – behandles ikke herunder. Det antages omfattet af de skader der findes for vandstandsstigningen (7.3.4).

for byggeriet. I Danmarks tilfælde vil det sandsynligvis betyde mindre sæsonudsving, men det er uklart om dette i sig selv giver anledning til mindre omkostninger. På verdensplan er det ikke muligt at vurdere, hvordan klimaeffekten vil påvirke byggeriet. Den skade, der måtte påføres byggeriet, bliver derfor ikke monetariseret.

Den samlede skade fra byggeri og turisme har derfor som central skøn en skade på 0 mio.kr./Gton CO₂. Dette er også mindste skøn, mens højeste skøn – udelukkende stammende fra skaden på turismen – er sat til 2,3 mio.kr./Gton CO₂.

7.3.3 Tab af biodiversitet

Generelt henvises der til afsnit 7.2.4 for omtalen af biodiversitet. I forbindelse med global opvarmning skal der med tab af biodiversitet forstås tab af arter eller varianter, som ikke kan genskabes inden for en overskuelig tidshorisont. I denne definition er der ikke som sådan medtaget ødelæggelse af enkelte biotoper, f.eks. en skov, så længe arterne i skoven eksisterer andre steder. Ingen af de følgende estimater for tab af biodiversitet er som sådan direkte relateret til global opvarmning – alle tager udgangspunkt i tab af arter generelt. Dette er udtryk for de betydelige usikkerhedsmomenter, der relaterer sig til global opvarmning i forhold til biodiversiteten: hverken sammenhængen mellem global opvarmning og tab af biodiversitet/artsudryddelse er klar, ligesom den økonomiske værdisætning er meget problematisk.

Clines estimater

Cline bruger ikke betegnelsen formindskelse af biodiversiteten, men derimod "tab af arter". De to begreber dækker i praksis over samme forhold. Cline tager udgangspunkt i ét enkelt tilfælde: den plettede ugle i Nordamerika. For at forhindre dennes udryddelse som art har den amerikanske regering i 1991 afsat 4,7 mio. ha skovland i nordvest USA, svarende til 1,6% af USAs samlede skovareal. Offeromkostningen ved forsøget på bevarelse af denne ene art sættes til \$ 160 mio./år. Hertil antager Cline en 25-dobling af truede arter som følge af temperaturstigningen. Det samlede omkostningsestimat bliver derfor \$ 4 mia. årligt i USA 1988-priser. Det anføres, at tallet er usikkert og kan være op til en faktor 10 større. I forhold til en meget lang tidshorisont, d.v.s. knap 300 år, med en temperaturstigning på 10°C antages tallet at være \$ 16 mia. årligt, idet der foretages en simpel lineær fremskrivning i forholdet 10/2½; det anføres, at sammenhængen mellem temperaturstigning og artsudryddelse ikke er lineær. Endelig nævner Cline optionsværdien af arter, f.eks. plantearters anvendelse i medicinalindustrien, selvom Cline ikke monetariserer denne værdi³².

Clines centrale estimat på \$ 4 mia./årligt må betegnes som *uhyre* usikkert. Clines antagelser er for det første, at en fordobling af CO₂ vil medføre en 25-dobling af udryddelsestruede arter i USA. På baggrund af dette antages det at: "... *the public might be prepared to pay at least 25 times as much ...*" (Cline, 1992, p. 106). Denne perfekte linearitet i efterspørgslen af truede arter er urealistisk³³.

32. I praksis forekommer det også rimeligt at antage, at denne (rent økonomiske) optionsværdi er ret beskeden.

33. Der kan med rimelighed argumenteres for både et stigende og faldende betalingsvillighed. Også (Nordhaus, 1993, p. 16) kritiserer Clines estimat for at være meget dyrt og pessimistisk.

Fankhausers estimater

I modsætning til Cline anvender Fankhauser direkte WTP undersøgelser, som leder frem til en betalingsvillighed på \$ 10/person/år. WTP-undersøgelserne tager bl.a. udgangspunkt i en undersøgelse af betalingsvilligheden for at bevare udryddelsestruede arter. Fankhausers skøn svarer til \$ 6,4 mia. årligt for USA i 1990-priser³⁴.

Opsummerende må det konkluderes, at værdisætningen af biodiversitet endnu er utilstrækkeligt afklaret og behæftet med *betydelig* usikkerhed. I nedenstående Tabel 7.10 er nogle estimater anført.

Tabel 7.10. Drivhusgas omkostningsoversigt for tab af biodiversitet i USA.

Kilde	Mia.\$/år 1988	Mia.kr./år 1993
Cline (1992)	3,7	24,6
Fankhauser (1993)	6,4 ^α	42,5
Fankhauser (1993), korrektion i rapport	2,5 ^β	16,6
Nordhaus (1991c)	¾% af BNP ^γ	...

α Fankhausers estimat er for stort i forhold til hans egne forudsætninger, som er en WTP-funden betalingsvillighed på gennemsnitligt \$ 10/person/år.

β Se ovenfor: beregnet ud fra betalingsvilligheden \$ 10/person/år, samt 250 mio. indbyggere i USA.

γ Kategorien er ikke direkte estimeret, men ansat til et tab i BNP på ¾% sammen med bl.a. forøget dødelighed, sygdom, vand m.fl.

Da hverken data eller metodegrundlaget for at værdisætte tab af biodiversitet er tilstrækkeligt, må kategorien betegnes $C_3^M C_3^D$. Selvom der er en betydelig usikkerhed, og Nordhaus mener at \$ 3,5 mia./år for USA er for pessimistisk, vil en fordobling af tallet kun betyde et ¾% tab i BNP.

Ud fra ovenstående findes det, at betalingsvilligheden ligger mellem 80 og 200 kr./person.

Skal der foretages en omregning til verden, får (Fankhauser, 1992, p. 34) et tal på \$ 40,5 mia. i 1990, svarende til 270 mia.kr./år i tabt biodiversitet. Reduceres dette tal på samme måde som ovenfor, fås et samlet tab på 105 mia.kr./år. Dette svarer, omregnet pr. Gton CO₂ i gennemsnit over perioden frem til 2045, til et centralt skøn på 3,1 mia.kr./Gton CO₂. Som udtryk for et højeste skøn tages der udgangspunkt i de af Fankhausers opgivne tal, svarende til 8,0 mia.kr./Gton CO₂. M.h.t. et mindste skøn er det svært: et udtryk kunne være de forebyggelsesomkostninger der p.t. anvendes, men dette er ikke tilgængeligt på verdensplan. De *absolut* mindste skøn er imidlertid 0 mia.kr./Gton CO₂, hvilket indeholder, at der *ingen* ændringer sker. Som et praktisk mindste skøn og som udtryk for, at der efter al sandsynlighed vil ske en eller anden form for påvirkning af biodiversiteten ved en temperaturstigning, vil 1 mia.kr./Gton CO₂ blive anvendt.

7.3.4 Vandstandsstigning, tab af land

Som en konsekvens af temperaturstigning forventes en vandstandsstigning på

34. Med en befolkning i USA på ca. 250 mio. i 1988 og en værdisætning på \$ 10 truet art/person/år fås et samlet beløb på \$ 2,5 mia./år. Den betydelige forskel mellem dette tal og det af Fankhauser opgivne er ikke klarlagt. I (Fankhauser, 1992, p. 6) anføres en WTP-betalings-villighed på \$ 30/person/år i USA/EU; dette tal svarer i størrelsesordenen bedre til de \$ 6,4 mia./år for USA.

grund af henholdsvis havvandets udvidelse (termisk) og afsmeltning af is fra Nordpolen.

I de fleste undersøgelser opdeles landområderne i henholdsvis vådland, ubeboet land og bebygget land. Opdelingen har betydning for monetariseringen af de enkelte områder. I stedet for at undersøge omkostningerne ved vandstandsstigningen i form af kapitaltab kan det antages, at bebyggede kystområder i videst muligt omfang vil blive beskyttet ved hjælp af kystsikring. Dette gælder også endnu ikke bebygget, men byggemodnet land. Det vil derfor være mest passende at anvende forebyggelsesomkostningerne i form af kystsikring for bebygget lands vedkommende. Anderledes forholder det sig med både ubeboet land og vådland. For både ubeboet land og vådland foretages estimer for tabet af området ved vandstandsstigningen, d.v.s. skaden. Estimatet kan dog ofte i realiteten være et indirekte forebyggelseomkostningstal, f.eks. for vådlands vedkommende i form af tal for vedligeholdelse af fredede vådlandsområder. Ovenstående forbehold betyder, at selv om kategorien som sådan er vurderet til A_3^M , er monetariseringen af vådland behæftet med betydelig metodemæssig usikkerhed, samlet svarende til rubriceringen $A_3^M C_3^D$.

IPCCs centrale skøn over vandstandsstigningen under "business-as-usual" i forhold til 1990 er 66 cm i år 2100, mindste og højeste skøn er henholdsvis 31 og 110 cm (IPCC, 1990a, p. 277). Dette svarer til en temperaturstigning på ca. 4°C. Den amerikanske miljøministerium (EPA) antager fortsat en stigning på 100 cm i 2100 som det centrale skøn for en tilsvarende temperaturstigning³⁵. For begge skøn ligger temperaturstigningen over $2 \times \text{CO}_2$ svarende til ca. 2,5°C. I det følgende vil det derfor – som et forsigtigt skøn – blive antaget, at en 2,5°C temperaturstigning svarer til 66 cm vandstandsstigningen.

Kystsikring

Forskellige skøn for USA finder, at omkostningen ved at værne bebygget land svarer til mellem \$ 5 og \$ 11 mia./år (diskonteringsraten for skønnet på \$ 11 mia. er 3%) (Cline, 1990, p. 107). Hertil kommer de landområder, der oversvømmes uden forsøg på kystsikring. Clines eget estimat er \$ 7 mia. i 1990, svarende til godt 45 mia.kr./år for USA.

I forbindelse med skaderne ved vandstandsstigning er der meget betydelige forskelle fra land til land. Således vil en række lande med betydelig og lav kyststrækning med deltaer og eventuelt strande blive påført anelige omkostninger. Eksempler herpå er Ægypten, Bangladesh samt en række Stillehavssøer. For Europa og Rusland vil omkostningerne, på grund af allerede eksisterende foranstaltninger være meget beskedne, jvf. (Cline, 1990, p. 112).

Fankhauser anfører, at antagelsen om en 100 cm vandstandsstigning ifølge de seneste undersøgelser er for pessimistisk et skøn, han antager derfor 50 cm vandstandsstigning. Dette leder til et samlet skøn for verden på \$ 1,1 mia./årligt i kystsikring, svarende til 7,3 mia.kr./år (1993). Cline finder for USA \$ 1,2 mia./år omkostninger til kystsikring, svarende til 8,0 mia.kr./år. For EU's vedkommende anfører Fankhauser godt 0,9 mia.kr./år (1993), d.v.s. kun en beskedne del af de samlede kystsikringsomkostninger, dette skyldes først og fremmest at der i EU-landene allerede er udført en betydelig kystsikring. Samlet ansættes omkostningerne til kystsikring til 7,0 mia.kr. (1993) jvf. (Fankhauser, 1992/93, p. 30). Foretages omregningen til den gennemsnitlige omkostning pr. Gton CO_2 , fås 0,19 mia.kr./Gton CO_2 ; det centrale skøn sættes til 0,2 mia.kr./Gton CO_2 . Sammenlignes Cline og Fankhausers tal for USA, er Clines tal godt en faktor 5 større, og

35. Forskellen skyldes først og fremmest forskelle i den skønnede afsmeltning fra Antarktis.

dette skyldes fremfor alt forskel i forventet vandstandsstigning. Som et højeste skøn fås derfor – med udgangspunkt i Clines tal – en omkostning på 1,1 mia.kr./Gton CO₂. Den mindste omkostning vil ligge over 0 mia.kr./Gton CO₂, men under det centrale skøn; som et muligt mindste skøn vælges derfor 0,1 mia.kr./Gton CO₂.

Ubeboede landområder

Omfatter ikke-beboet land, eller landområder med en *meget* beskeden population. Dette er grundlaget for prissætningen af disse landområder. Fankhauser anfører forskellige skøn over værdien af landområder med betydelig afvigelse. (Titus, 1992) og andre anfører imidlertid \$ 2 mio./km² som en centralt skøn. Fankhauser finder imidlertid dette for højt sat for det tidligere Sovjet, hvor der en betydelig og praktisk taget ubeboet kystlinie i det nordlige Sibirien. I lyset af dette sættes værdien for verden under ét til \$ 1 mio./km². For at afspejle værdien af det tabte land tages der udgangspunkt i jordens afkast. Dette sættes til 5% (hvor Fankhauser sætter det til 10%, hvilket er et højt afkast). Det oversvømmede land er i princippet tabt for evigt. Det betyder, at der skal betragtes en uendelig tidshorisont, hvor der tages højde for, at der i hver periode er tabt et afkast. Dette håndteres v.h.a. en diskonteringsrate, som er sat til 1½%. Med disse antagelser fås en pris på ubeboet land på 15 mio.kr./km². Det er *meget* svært at vurdere usikkerheden i skønnet, og der er derfor valgt at sætte usikkerheden til 50% i begge retninger. Dette svarer til et mindste og største skøn på 8 og 23 mio.kr./km.

Vådlandsområder

Ved en vandstandsstigning vil vådlandsområder blive til egentlig hav. Det er samtidig meget usikkert, i hvilket omfang og med hvilken hastighed nye vådlandsområder bliver dannet i den nyopstående zone mellem land og vand. Usikkerhedsmomenterne m.h.t. vådlandsområder er endnu større end for de ubeboede landområders vedkommende. Dette skyldes flere omstændigheder bl.a.: usikkerhed omkring vådområders betydning for fiskeyngel (se ovenfor) og i hvilket omfang der vil blive dannet nye vådområder. I de følgende skadesomkostninger er det forsøgt at tage højde for den reduktion og dermed skade, der opstår som følge af forringede muligheder for fiskeyngel i vådlandsområder. Som for de ubeboede områders vedkommende er der betydelig spredning på de skøn, der findes. Der anføres i (Fankhauser, 1992/93, p. 5) skøn mellem knapt 10 og knapt 85 mio.kr./km², Cline anvender 16 mio.kr./km². Alle disse tal gælder for i-lande. De højeste skøn skulle tage højde for tab af rekreative værdier. Fankhauser anvender \$ 1,25 mio./km². I rapporten anvendes der 6 mio.kr./km² (svarende til \$ 1 mio.kr./km²); idet der tages højde for afkastene af vådlandsområdet. Med samme forudsætninger som ovenfor, fås også for vådland en pris på 15 mio.kr./km². M.h.t. usikkerheden er valgt samme tal som for ubeboede landområder ovenfor, svarende til et mindste og største skøn på 8 og 23 mio.kr./km².

7.3.5 Rumopvarmning og -afkøling

I forbindelse med en generel temperaturstigning vil behovet for afkøling af bygninger stige i varmere egne samtidig med, at behovet for opvarmning af boliger vil falde i de kolde perioder. Forskellige undersøgelser (Fankhauser og Cline) tyder på, at der for USA's vedkommende vil ske en stigning i energiforbruget som følge af global opvarmning. Dette skyldes det forventede forøgede behov for afkøling af boliger og kontorer. Dette overstiger langt faldet i opvarmning.

For Danmarks vedkommende, med en relativ lav gennemsnitstemperatur, forekommer det usandsynligt, at en 2,5°C temperaturstigning skulle medføre andet end en minimal stigning i behovet for afkøling af boliger. Omvendt vil effekten fra mindsket opvarmning for Danmarks vedkommende betyde et mindre energiforbrug. For Danmarks vedkommende kan det antages, at der i praksis ikke har været ændringer i befolkningssammensætningen i perioden 1988-1992, ligesom opvarmningsbehovet antages at være konstant. Tages der udgangspunkt i de seneste års oplysninger om boligopvarmning og temperaturer (1988-1992), fås, at hver grads ændring i gennemsnitstemperaturen betyder en ændring i energiforbruget til boligopvarmning på ca. 17 PJ, svarende til ca. 9% af det samlede energiforbrug til boligopvarmning. Disse tal omfatter udelukkende boliger og ikke den opvarmning, der finder sted i industri, service, landbrug o.s.v. Med en gennemsnitspris på mellem 20-25 mio.kr./PJ fås, at en temperaturstigning på 2,5°C vil betyde en årlig besparelse på ca. 0,9-1,1 mia.kr. (1993) i boligsektoren. Den samlede besparelse i form af mindre opvarmning, hvor industri, service og offentlige institutioner indregnes, er derfor for Danmark sandsynligvis ikke under 1,2-1,5 mia.kr. årligt. Usikkerheden er dog betydelig, idet der er antaget en simpel lineær sammenhæng mellem temperaturændringer og energiforbruget. Desuden er antagelsen om prisen på energi usikker.

Set for verden under ét er tendensen imidlertid helt anderledes end for Danmarks vedkommende. Såfremt der i en række sydligere beliggende lande ønskes opretholdt omtrent samme velfærd og arbejdsproduktivitet, er det helt afgørende at foretage en afkøling af bygninger. Den potentielle besparelse i form af mindre opvarmningsbehov om vintrene betyder i mange tilfælde i praksis intet, da der allerede ved de nuværende temperaturer ikke foretages opvarmning, eller kun meget beskeden opvarmning, om vinteren.

I (Fankhauser, 1992, p. 93) argumenteres det for, at punktet ikke bør behandles under rumopvarmning, -afkøling eller energi, men bør medtages under fysisk velfærd³⁶. I det følgende vælges det dog at se på de faktisk omkostninger ved forøget energiforbrug, som udtryk for skaden. Det er klart, at dette ikke kan dække det samlede velfærdstab, men kun stabilisere temperaturen indendørs. Omvendt er det *meget* svært at estimere velfærdstab.

Der knytter sig altså en betydelig usikkerhed til, hvordan effekten af en temperaturstigning vil udmønte sig regionalt, samt i mindre omfang hvordan og hvor meget temperaturændringen vil påvirke energiforbruget. Desuden er der tale om en lang periode, hvor der vil ske ændringer i efterspørgslen og udbuddet. Prisen på energi er derfor også vigtig. De centrale forudsætninger er:

- Prisen på energi.
- Ændringer i energiforbruget.
- Temperaturstigningens påvirkning på energiforbruget.

Desuden er det faktiske nuværende forbrug vigtigt at kende. Dette er imidlertid den mindste usikkerhed i denne sammenhæng.

I det følgende er der foretaget en række antagelser m.h.t. de forskellige indgående størrelser. I Tabel 7.11 fremgår de anvendte forudsætninger, hertil kommer en ansat energipris på 20 mio.kr./PJ for ikke-u-landsregioner og 10 mio.kr./PJ for u-landsregioner.

36. Dette begrundes ud fra velfærdsteoretiske overvejelser – energi ses ikke som nytte, det er temperatur og omkostningen ved f.eks. opvarmning, der indgår i nyten.

Tabel 7.11. Oversigt over potentielle omkostninger i forbindelse med rumopvarmning og -afkøling.

	Energiforbruget i procent verdens energiforbrug	Procentstigning i energiforbrug		Omkostning i mia. kr.	
		min.	max.	min.	max.
USA	26	2,5	7,5	35	104
Canada	3	0	0	0	0
Europa	19	0	0	0	0
Japan/Sydkorea	6	5	10	17	34
Australien	1	5	10	3	6
Eks-USSR	20	-5	-5	-54	-54
Sydamerika	5	5	10	14	28
Kina	5	5	10	7	14
Asien	9	5	10	13	25
Afrika	3	5	10	4	7
I alt	99	38	164

Anm.: Oplysninger om energiforbrug og omkostninger stammer fra Statistical Yearbook fra FN (1993), tabel 106.

Oplysninger om procentsatser stammer fra Cline (1992).

I Tabel 7.11 er verden opdelt i en række regioner. For hver region er der angivet nogle forudsætninger om ændringen i energiforbruget som følge af den af drivhusgas forårsagede temperaturstigning. Antagelserne stammer først og fremmest fra (Cline, 1992, p. 129). Det fremgår, at USA har langt den største vægt i de samlede omkostninger, som ligger mellem 38 og 163 mia.kr./år. Der er altså tale om en betydelig usikkerhed. Beregnes et gennemsnit heraf, fås det centrale skøn til 100 mia.kr./år³⁷. Antages det, at der er én verdensmarkedspris på energi (20 mio.kr./PJ), fås derimod mindste og højeste omkostninger på henholdsvis 61 og 210 mia.kr./år.

Det centrale skøn svarer til 2,9 mia.kr./Gton CO₂. Tilsvarende er mindste og største skøn henholdsvis 1,1 og 4,8 mia.kr./Gton CO₂.

7.3.6 Dødelighed og sygelighed

I forhold til global opvarmning er det vigtigt at understrege, at mennesket er i stand til at tilpasse sig til selv meget ekstreme klimatiske forhold. Dette medfører ikke i sig selv, at mennesket lever med samme livsvilkår under alle klimatiske omstændigheder. Alle undersøgelser peger på, at en forøget opvarmning vil medføre en større dødelig- og sygelighed, se (Kalkstein, 1989).

Fremgangsmåden ved fastsættelse af dødelighed og sygelighed er identisk med den i afsnit 7.2.2 beskrevne. Specielt m.h.t. fastsættelse af værdien af menneskeliv opstår der i denne forbindelse det problem, at påvirkningen er global; det er derfor et gennemsnitligt menneskeliv på verdensplan, der skal værdisættes.

Forsøges tallet for Danmark, nærmere beskrevet i afsnit 7.2.2, omsat til hele verden kan det gøres som vist i Tabel 7.12 nedenfor. Set i forhold til hele verden skal der – ud fra løntabsmetoden – tages højde for forskelle i lønnen. Dette betyder, at løntabsmetoden giver en slags mindsteomkostning for tab af menneskeliv. Jordens nuværende fordeling mellem i- og u-lande kan groft opdeles således,

37. Foretages der en gennemsnitsberegning for USA's vedkommende, fås 70 mia.kr./år. Dette tal svarer temmelig nøje til de tal, som Cline finder; omregnet til kr. får (Cline, 1992, p. 113) på 67 mia.kr./år. Det skal bemærkes, at Cline har taget udgangspunkt i tal fra det amerikanske miljøministerium.

at Europa, hvor Østeuropa medtages, Nordamerika, Japan og det tidligere Sovjet henregnes til i-lande, mens resten er u-lande. Dette giver en befolkning i i-lande på 1,5 mia. mod 3,8 mia. i resten af verden (Statistisk Årbog, 1993). Andelen er derfor 30% (i-lande) og 70% (u-lande). Sammenholdes dette med en antagelse om gennemsnitligt 11.000 døde/år (jvf. kapitel 6) kan der beregnes gennemsnitspriser for liv. Dette er gjort i Tabel 7.12 v.h.a. variationer over antagelserne. Variationerne foretages i henholdsvis andelen mellem i- og u-lande, samt antagelser om u-landenes gennemsnitlige løn.

Tabel 7.12. Eksempler på de samlede omkostninger i forbindelse med død. De to første kolonner angiver forskellige beløb for tabet pr. menneskeliv.

Tab pr. gennemsnitligt menneskeliv i-lande: 4,1 mio.kr. (1993).
Årligt antal døde: 11.000.

Tab i-lande	Tab u-lande	I-lands andel	U-lands andel	Samlet tab mia.kr./år
4.100.000	4.100.000	20%	80%	45,1
	820.000			16,2
	410.000			12,6
	205.000			10,8
4.100.000	4.100.000	30%	70%	45,1
	820.000			19,8
	410.000			16,7
	205.000			15,1
4.100.000	4.100.000	40%	60%	45,1
	820.000			23,5
	410.000			20,7
	205.000			19,4

Ud fra Tabel 7.12 anvendes en omkostning ved fordoblingen af CO₂-indholdet i atmosfæren og en temperaturstigning på 2,5°C på 20 mia.kr. som centralt skøn, svarende til gennemsnitligt 1,8 mio.kr./liv. Når antagelsen 20 mia.kr. er valgt som centralt skøn, skyldes det især, at der med dette tal i et vist omfang er taget højde for at gennemsnitsalderen – som knytter sig til tallet på 4,1 mio.kr. – er sat relativt lavt. Som udtryk for et mindste og højeste skøn, ud fra løntabsmetoden, fås prisen på et liv til henholdsvis 1,0 mio.kr. og 4,1 mio.kr.³⁸

Den forøgede (statistiske) dødelighed som følge af 2,5°C gennemsnitlig temperaturstigning vil, jvf. kapitel 6, betyde 11.000 ekstra dødsfald årligt i år 2045.

7.3.7 Vandforsyning

Vandforsyningen påvirkes gennem stigende havvand og dermed større påvirkning af grundvand med saltvand. Dette betyder dels, at tilgangen til grundvandet vanskeligsgøres, dels at mængden af grundvand mindskes.

I (Fankhauser, 1992, p. 11) anføres, at OECD-gennemsnitsprisen for ferskvand i 1991, men omregnet til 1993-priser, var 3,7 kr./m³. For EU var det tilsvarende gennemsnit: 6,1 kr./m³. For USA's vedkommende opgives gennemsnitsprisen til

38. Dette estimat er strengt taget i uoverensstemmelse med løntabsmetoden, idet det forudsætter samme aflønning i hele verden, hvilket oplagt er i modstrid med hvad der faktisk kan observeres. Dette højeste tal kan derfor i et vist omfang betragtes som udtryk for en WTA-vurdering. Til sammenligning er (Fankhausers, 1992/93, p. 40) gennemsnitlige tal for verden under ét sat til 2,7 mio.kr.

0,5-2,8 kr./m³, altså et bredt interval. For det tidligere Sovjet og Kina sætter Fankhauser prisen til henholdsvis 0,8 og 0,3 kr./m³. Dette meget brede interval giver problemer, når den fremtidige generelle pris på vand skal angives.

Priserne på vand er imidlertid proportional med forbruget, således er priserne højest, hvor forbruget er højest. Dette forhold skal der også tages højde for, når prisen på vand skal vurderes. Sammenholdes dette med den lange tidshorisont, er det sandsynligt, at vandefterspørgslen globalt vil stige, hvilket gør det sandsynligt, at prisen på vand i gennemsnit ikke vil falde. For Danmark ligger prisen, ifølge nye undersøgelser på gennemsnitligt 2,60 kr./m³, baseret på ca. 60% af de danske vandforsyninger, jvf. (Cowiconsult, 1993). Ud fra ovenstående sættes det centrale prisskøn på ferskvand for verden til 2,0 kr./m³, idet der er en *betydelig* usikkerhed. Et mindste skøn vil næppe ligge væsentligt under det centrale skøn, ud fra ovenstående kan det sættes til 1,5 kr./m³; højste skøn tager udgangspunkt i priserne for OECD og sættes til 4,0 kr./m³. Det kan imidlertid ikke udelukkes, at prisen vil stige yderligere, bl.a. i kraft af øget velstand og dermed øget efterspørgsel.

7.3.8 Forøget naturkatastrofe-risici

Forøgede naturkatastroferisici omfatter bl.a. følgende katastrofer:

- Oversvømmelse.
- Storm og orkaner.
- Tørke.

Der findes forskellige skøn over risikoen for forøget ustabilitet af vejret som følge af en temperaturændring. Alle undersøgelser viser dog, at det er uhyre kompliceret at vurdere omfanget af temperaturændringens indvirkning på vejret og efterfølgende på naturkatastrofer. Det er derfor i rapporten valgt ikke at foretage en monetarisering af risikoen ved forøgede naturkatastrofer, selvom de fleste modelstudier tyder på en forøget risiko.

7.3.9 Emigration

Under betegnelsen emigration tænkes der på forskellige emigrationer forårsaget af den forøgede temperatur. Dette medfører, som allerede omtalt, bl.a. risiko for tørke og deraf faldende høstudbytte. Dette kan ultimativt lede til vandringer. Det er i praksis umuligt at foretage en kvantificering af en tænkt sammenhæng mellem temperaturstigninger og emigration. Dertil er der for mange sociale faktorer, der gør sig gældende. Visse studier, f.eks. Cline og Fankhauser forsøger at tildele immigration til et land en given omkostning. Selv hvis dette er muligt – man kunne tage udgangspunkt i Danmarks omkostninger i forbindelse med forskellige typer af immigranter – opstår der det alvorlige problem, at selve estimatet for, hvor mange immigranter Danmark potentielt vil modtage, er *meget* usikkert. Ud fra dette skal det ikke forsøges at foretage en værdisætning af omfanget af eventuelle emigrationer.

7.3.10 Fysisk velfærd

Fankhauser foretager en opgørelse af det indirekte tab i fysisk velfærd som følge af forøget temperatur. De tal, Fankhauser anvender, er de (forebyggelses-) omkostninger, der er forbundet med temperaturstigningen bl.a. til forøget afkøling. Denne omkostning er imidlertid allerede medtaget i afsnit 7.3.5, hvorfor det fører til dobbelttælling at medtage det under dette punkt. Udover selve afkølingen vil der naturligvis være omkostninger forbundet med andre defensive tiltag, f.eks. større forbrug af is, længere ferierejser til områder med mildere klima. Dette forbrug vil dog sandsynligvis være beskedent. Endelig vil man med en vis ret kunne undersøge påvirkningen af temperaturen på arbejdskraftens effektivitet og på denne måde opnå et estimat. Som en konsekvens af ovenstående er det fysiske velfærd ikke selvstændigt værdisat.

7.3.11 Hungerdød

For hungerdøds vedkommende er der tale om en indirekte omkostning i forbindelse med temperaturstigning som følge af nedgang i landbrugsproduktionen. Der er derfor oplagte overlappingsproblemer med denne eksternalitet. Punktet er allerede beskrevet i kapitel 6. Et menneskeliv sættes af (Hohmeyer, 1992, p. 32) til \$ 1 mio. svarende til 6,1 mio.kr. Dette tal svarer imidlertid ikke til løntabsmetoden for u-landenes vedkommende, men heller ikke til egentlig WTA for i-lande, der typisk ligger højere (hvor det næppe i gennemsnit er over en tiendedel af lønnen i Danmark, d.v.s. højst 23.500 kr./år, svarende til ca. 410.000 kr./liv). Dette er en tyvendedel af Hohmeyers skøn. På grund af den meget store usikkerhed omkring konsekvensen af hungerdød vil det ikke indgå i hovedresultaterne i denne rapport, selvom der naturligvis potentielt er tale om en meget stor effekt (over $7 \cdot 10^{15}$ kr.). Medtages hungerdød med de af Hohmeyer anvendte tal for henholdsvis antal døde og værdisætning af liv, fås, at denne kategori vil få en altovervejende vægt i de samlede omkostninger. Som en følsomhedsanalyse er anvendt Hohmeyers antal døde men værdisat med 0,8 mio.kr./liv svarende til antagelserne i denne rapport for døde i u-lande.

7.3.12 Samlet monetarisering af globale eksternaliteter

Følgende Tabel 7.13 sammenfatter de omkostninger, der opstår som følge af global opvarmning. Tallene er opstillet med angivelse af et mindste og største skøn, samt et centralt skøn.

Tabel 7.13. Monetarisering af eksternaliteter ved $2 \times \text{CO}_2$ og en temperaturstigning på $2,5^\circ\text{C}$ for verden, oversigt.

Skade/slutkonsekvens	ABC ₃	Enhed	Min.	Centralt	Max.
Primær sektor:					
• landbrug	B_3^{MC}	kr./ton korn	800	1.000	2.000
• skovdrift	B_3^{BD}				
• fiskeri	B_3^{CD}	mia.kr./Gton CO_2	-0,5	0	0,8
Sekundær og tertiær sektor:					
• turisme	C_3^{MC}	kr.	0	0	0
• industri	C_3^{BD}				
Tab af biodiversitet	C_3^{CD}	mia.kr./Gton CO_2	0	0	2,3
Vandstandsstigning, tab af land	A_3^{MC}			ϵ_B	
• kystsikring	A_3^{BD}	mia.kr./Gton CO_2	1,0	3,1	8,0
• tab af landområder	A_3^{CD}				
• tab af vådområder	A_3^{BD}	mia.kr./Gton CO_2	0,1	0,2	1,1
Rumopvarmning og -afkøling	A_3^{CD}	mio.kr./km ²	8	15	23
Dødelighed og sygelighed	A_3^{BD}	mio.kr./km ²	8	15	23
Vandforsyning	A_3^{CD}	mia.kr./Gton CO_2	1,1	2,9	4,8
Forøget naturkatastrofe-risici	A_3^{BD}	mio.kr./liv	1,0	1,8	4,1
Emigration	A_3^{CD}	kr./m ³	1,5	2,0	4,0
Fysisk velfærd	A_3^{BD}			ϵ_{NK}	
Hungerdød	A_3^{CD}			ϵ_E	
	A_3^{BD}			ϵ_{FV}	

8 Samlet monetarisering af eksternaliteter

I dette kapitel opgøres den samlede monetarisering af samtlige behandlede eksternaliteter. Den samlede monetarisering tager udgangspunkt i resultaterne fra kapitel 5, 6 og 7, omfattende kvantificeringen, dose-response og prissættelse af skader. Simplificeret opstillet kan monetariseringen opgøres som:

$$\text{Monetarisering af eksternalitet} = \text{mængde} * \text{dose-response} * \text{pris}$$

hvor mængden er de kvantificerede påvirkninger, dose-response er den skade, disse frembringer pr. enhed, og endelig ganges med prisen pr. skade (for drivhuseffekten inkluderer formlen diskontering).

Som det fremgår af nævnte kapitler er der en væsentlig forskel på såvel metode som datasikkerhed ved opgørelse af henholdsvis de lokale/regionale eksternaliteter som de globale eksternaliteter. De lokale/regionale eksternaliteter tager udgangspunkt i situationen i dag, hvor såvel emissioner som skader i et vist omfang er kendt. Dette er ikke tilfældet ved de globale eksternaliteter, hvor emissionerne måske nok er kendt, men hvor skadesomfanget er baseret på langt-sigtede scenarier for udviklingen i CO₂-koncentrationen i atmosfæren og den deraf følgende temperaturstigning. Endvidere er prisen på skader underlagt den usikkerhed, der nødvendigvis følger af langsigtede prognoser.

Reflekterende dette er det i dette kapitel valgt at opdele den samlede monetarisering på henholdsvis de lokale/regionale eksternaliteter og på de globale eksternaliteter, jvf. afsnit 8.1 og 8.2. Derefter vises gennemsnit for de samlede eksternaliteter i afsnit 8.3.

Afsnit 8.4 illustrerer en del af de usikkerheder, som studiet er oppe imod: en række eksternaliteter er ikke og kan ikke medtages i opgørelsen, da de enten er yderst usikre eller simpelthen ikke er kendt på nuværende tidspunkt. I afsnit 8.4 er der således foretaget en følsomhedsanalyse på de af Hohmeyer postulerede hungerdødsfald som følge af drivhuseffekten. Endelig er der i afsnit 8.5 foretaget en sammenligning med en række internationale studier.

8.1 Monetarisering af lokale/regionale eksternaliteter

De kvantificerede lokale og regionale påvirkninger er opgjort i Tabel 8.1 og Tabel 8.2. Tabel 8.1 omfatter emissionerne og Tabel 8.2 øvrige kvantificerede forhold.

Generelt kan det konstateres, at *emissionerne* er kvantificeret med en moderat usikkerhed. Den største variation kan tilskrives opgørelse af de anlægsrelaterede emissioner, hvor det primært er anvendelse af Danmarks Statistiks input-output tabeller og de hermed antagne gennemsnitlige forhold, der udgør usikkerheden.

Følgende kommentarer kan knyttes til resultaterne for de kvantificerede emissioner:

- Hvad angår den lokale emission til luft (primært partikler) er kulkondensværket den største bidragsyder med en faktor 3-6 gange emissioner fra biomasseværket. Partikelemissionen fra naturgas er ubetydelig.
- Kulkondensværket er den eneste betydende udleder af SO₂.
- Udledningen af NO_x er stort set det samme for kulkondens- og biomasseværket, mens naturgasværket udleder ca. den halve mængde.

Tabel 8.1. Kvantificerede lokale/regionale emissioner.

	Vind	Kul	Biomasse*	Naturgas*	Kategori
	g/kWh				
Emissioner					
<i>Lokalt</i> Emissioner til luft - partikler, herunder arsen, bor, cadmium etc.		0,17-0,19	0,03-0,06	3,8-4,2*10 ⁻⁵	B ¹
<i>Regionalt</i> Emissioner til luft - SO ₂ - NO _x - NMVOC	0,05-0,13 0,04-0,10	1,5-1,9 1,5-2,0 0,04-0,06	0,1-0,2 1,4-2,1 1,6-16	0,01-0,03 0,9-1,0 0,05-0,08	A ₁ A ₁ A ₁

* Biomasse og naturgas er ækvivaleret gennem den samme størrelse varmeproduktion.

Tabel 8.2. Øvrige kvantificerede forhold.

	Vind	Kul	Biomasse*	Naturgas*	Kategori
	g/kWh				
Andre forhold					
Lokalt					
Øget kørsel (m/kWh)			1,1-3,2		B ₁
Øget vejslitage (m/kWh)			1,1-3,2		B ₁
Antal påvirkninger boliger/kWh	0,11-0,44*10 ⁻⁶	1,9-7,4*10 ⁻⁹			C ₁

* Biomasse og naturgas er ækvivaleret gennem den samme størrelse varmeproduktion.

- For biomasseværket er der en betydelig udledning af NMVOC - den øvre grænse (16 g NMVOC/kWh) skyldes en betragtelig usikkerhed, hvad angår fordampningen fra energiskov.
- Den ved anlæg af vindkraftværkerne tilknyttede emission er stort set ubetydelig.

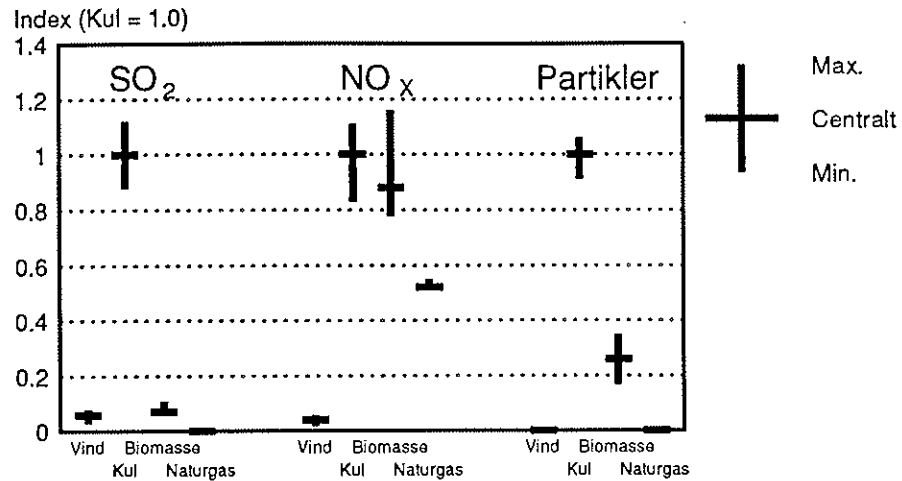
En del af de regionale emissioner udledes internationalt. Dette gælder næsten udelukkende for emissionerne relateret til kulkondensværket, bl.a. ved kulbrydning og international transport af kul. For kulkondensværket udgør de internationale emissioner af SO₂ ca. 35% og af NO_x ca. 55% af de samlede emissioner. Emissionen af partikler er udelukkende national.

Figur 8.1 illustreret størrelsesforhold og variation for CO₂, SO₂, NO_x og partikler for de fire anlæg, idet emissionerne er indiceret og normeret i forhold til kulkondens.

Andre forhold end emissioner er ikke kvantificeret med samme sikkerhed. Dette gælder specielt for påvirkninger af boliger, der er yderst usikkert bestemt, idet den varierer med en faktor 4 fra mindste til største skøn.

Påvirkningen af boliger har en væsentlig betydning for vindenergi. Påvirkninger fra transport til og fra værket har en betydning for biomasse.

Sammenhængen mellem påvirkning og skade (dose-response) for de lokale/regionale eksternaliteter er vist i Tabel 8.3.



Figur 8.1. Variationer i emissionerne af CO₂, SO₂, NO_x og partikler indiceret og normeret i forhold til kulkondens.

Tabel 8.3. Sammenhængen mellem påvirkning og skade (dose-response) for lokale/regionale eksternaliteter.

Slutkonsekvens	Påvirkning	Dose-response	Kategori
Lokalt Helbredseffekter • sygelighed (tabte arbejdsdage) • død	partikel-emission	1,9-6,7 dage/t	C ₂
	partikel-emission	0,7-1,8*10 ⁻⁴ døde/t	C ₂
Regionalt Tab i skovbrug Tab i landbrug Helbredsskader • hospitalophold • tabte arbejdsdage	Emission af SO ₂ og NO _x	0,4-1,6 t biomasse/t	C ₂
	SO ₂ -emission	0,15-0,6 t biomasse/t	C ₂
	partikler	0,05-0,2 ophold/t	C ₂
		11,3-40,0 dage/t	C ₂

Generelt må det konstateres, at der er en betydelig variation i dose-response estimatet - en faktor 3-4 er ofte forekommende mellem laveste og højeste estimat. Dette skyldes dog i højere grad, at de enkelte kategorier er meget inhomogene og derfor underlagt en betydelig variation, end ukendskab til de opgjorte skader.

Omkostninger for de lokale/regionale slutkonsekvenser er angivet i Tabel 8.4.

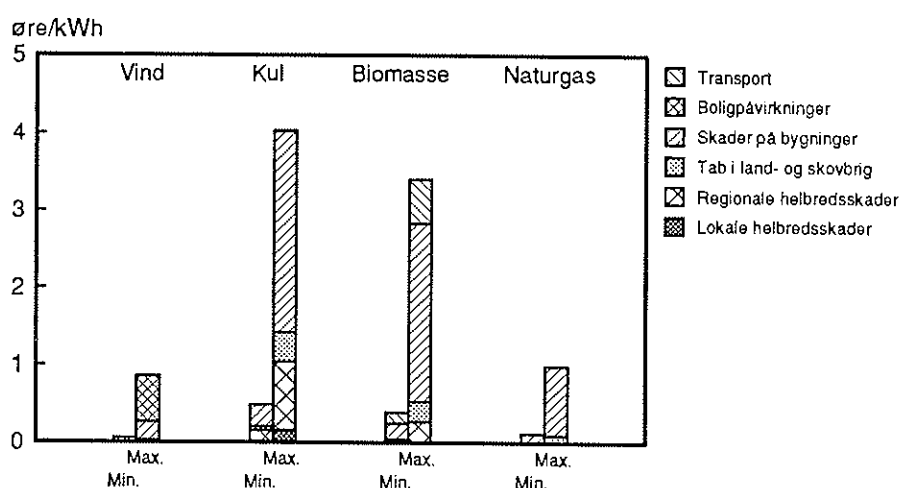
Den største variation i omkostningerne fremkommer ved skade på bygninger og monumenter, hvor der er en faktor 7 mellem laveste og højeste estimat. En del af de øvrige omkostninger har kunnet bestemmes med rimelig sikkerhed, eksempelvis hvad angår transportgener og formindsket udbytte i landbrug og skovbrug. For sidstnævnte vedkommende skyldes dette primært, at der har været en konstateret markedspris at tage udgangspunkt i.

Dette fører frem til opgørelse af de samlede monetariserede eksternaliteter for lokale/regionale forhold, som illustreret i Figur 8.2 for de fire anlægstyper, opgjort på et aggregeret niveau for slutkonsekvenserne inkluderende variationsområdet.

Figur 8.3 viser det samlede variationsinterval inklusiv et centralt skøn.

Tabel 8.4. Monetarisering pr. enhed for lokale/regionale slutkonsekvenser.

Slutkonsekvenser	Pris	Kategori
<i>Lokalt/regionalt</i>		
Helbredseffekter		
• sygelighed (tabte arbejdsdage)	750-1.130 kr./dag	A ₃ A ₃ ^D
• hospitalsophold	2.600-4.300 kr./dag	A ₃ A ₃ ^D
• død	3.3-5.3 mio.kr./liv	B ₃ A ₃ ^D
Tab af ferskvand	1.5-4.0 kr./m ³	B ₃ A ₃ ^D
Tab i landbrug	1.100-1.400 kr./t korn	B ₃ B ₃ ^D
Tab i skovbrug	400-650 kr./t træ	B ₃ B ₃ ^D
Skader på bygninger og monumenter	1.400-10.000 kr./t SO ₂	B ₃ B ₃ ^D
Visuelle, rekreative og støjmæssige skader	230-680 kr./kWh/år	C ₃ C ₃ ^D
Trafikussikkerhed etc.	0.40-0.56 kr./km	C ₃ C ₃ ^D
Vejslitage	0.18-0.25 kr./km	A ₃ A ₃ ^D

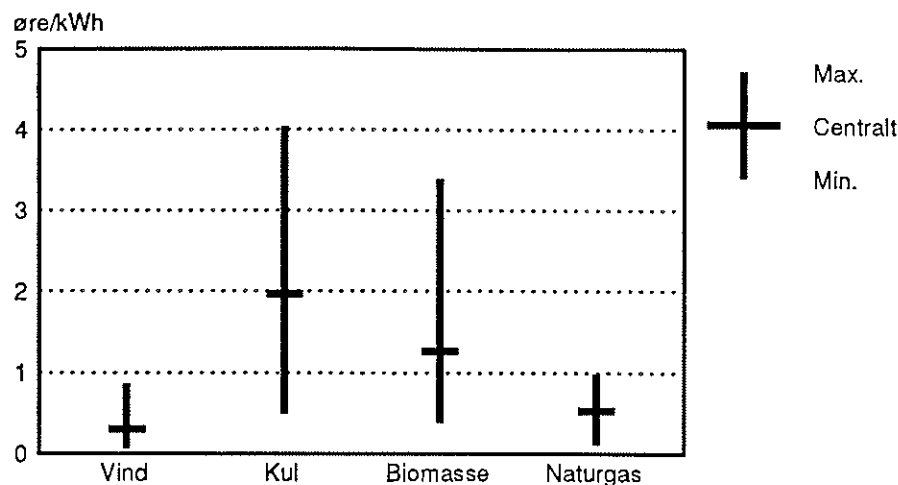


Figur 8.2. Samlede monetariserede slutkonsekvenser for lokale/regionale forhold, øre/kWh (1993-priser).

Som det fremgår af Figur 8.1 og 8.2, udgør de lokale/regionale monetariserede eksternaliteter for vind 0,1-0,9 øre/kWh, for kul 0,5-4,0 øre/kWh, for biomasse 0,4-3,4 øre kWh og for naturgas 0,1-1,0 øre/kWh. De mest omfattende eksternaliteter er således identificeret for kulkondensværket og det biomassebaserede kraftvarmeværk.

Følgende kommentarer kan knyttes til resultaterne:

- Af lokale eksternaliteter er transportgener væsentlige for biomasse-anlægget, og påvirkning af boliger (støj, visuelt etc.) betyder kun noget for vindenergi.
- Af regionale eksternaliteter er det kun skader på bygninger (på grund af sur regn), der for alvor betyder noget, og dette specielt for kulkondens- og biomasse-kraftværket.



Figur 8.3. Variationsintervallet for monetariserede slutkonsekvenser inklusiv et centralt skøn, øre/kWh (1993-priser).

Samlet må det konkluderes, at de opgjorte eksternaliteter for lokale og regionale forhold er forholdsvis små. En del af de større bidragsydere (eksempelvis bolig-påvirkninger og skade på bygninger) er ovenikøbet behæftet med en betydelig usikkerhed. Hovedparten af de forventeligt eksisterende lokale/regionale eksternaliteter synes at være dækket af analysen, dog er rekreative eksternaliteter generelt ikke inddraget.

8.2 Monetarisering af globale eksternaliteter

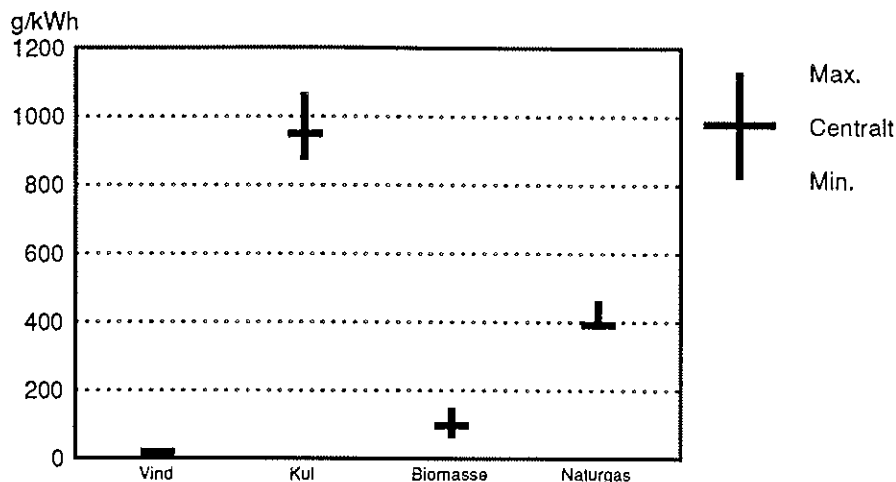
De kvantificerede globale påvirkninger omfatter emissionerne af CO_2 , CH_4 , CO og N_2O . I Tabel 8.5 er disse omregnet til CO_2 -ækvivalenter ved hjælp af GWP-faktorer.

Tabel 8.5. Kvantificerede globale påvirkninger inklusiv variationer omregnet til CO_2 -ækvivalenter.

	Vind	Kul	Biomasse*	Naturgas*	Kategori
	g/kWh				
Globalt - CO ₂ -ækvivalenter	11-27	875-1018	63-150	382-415	A ₁

* Biomasse og naturgas er ækvivaleret gennem den samme størrelse varmeproduktion.

Figur 8.4 illustrerer variationsintervallet for påvirkninger inklusiv et centralt skøn. Generelt kan det konstateres, at de globale påvirkninger er rimeligt sikkert bestemt. Den største relative variation fremkommer ved biomasse og vind (se Tabel 8.5), hvor det for sidstnævntes vedkommende primært skyldes opgørelsen af de til anlægskonstruktionen og driften relaterede emissioner. Ca. 3/4 af de samlede drivhusgasemissioner er udledning af CO_2 .



Figur 8.4. Påvirkningernes variationsinterval inklusiv centralt skøn.

Generelt kan det konstateres, at udledningen af drivhusgasser er betydelig, hvad angår det kulfyrede værk, ca. halvdelen heraf for naturgasværket og ca. 1/10 heraf for biomasseværket. For vindkraft er udledningen af drivhusgasser begrænset til den ved konstruktion af anlægget tilknyttede emission, som ses at være yderst begrænset.

En forholdsvis beskedne del af emissioner af CO₂-ækvivalenter er knyttet til andre lande, hvilket specielt gør sig gældende for kulkondensværket. For kul udgør de internationale emissioner (kulbrydning, transport o.lign.) ca. 10% af de samlede emissioner.

Sammenhængen mellem påvirkning og skade (dose-response) er angivet i Tabel 8.6, såvel for et gennemsnit over perioden som i år 2045. Som nævnt i kapitel 2 og 6 er der taget udgangspunkt i skadesomfanget år 2050, hvorefter gennemsnittet over perioden er bestemt ved antagelse om en lineær sammenhæng mellem CO₂-koncentration, temperaturstigning og skade.

Tabel 8.6. Dose-response for globale eksternaliteter, årlige gennemsnit over perioden og for år 2045.

	Årligt gennemsnit skade/Gton CO ₂	Årlig år 2045 skade/Gton CO ₂	Kate- gori
Forøget dødelighed	2.500-10.000 døde	5.500-22.000 døde	C ₂
Hungerdødsfald	240.000 døde	530.000 døde	D ₂
Tab af ferskvand	0,1-1,2*10 ¹⁰ m ³	0,3-2,7*10 ¹⁰ m ³	C ₂
Tab af landbrug	0,4-1,7*10 ⁶ t korn	0,9-3,8*10 ⁶ t korn	C ₂
Tab af vådland	40-100 km ²	80-230 km ²	C ₂
Tab af fastland	20-50 km ²	40-120 km ²	C ₂

Som det fremgår af Tabel 8.6, er der betydelige usikkerheder forbundet med dose-response fastlæggelsen for globale eksternaliteter. Dette gør sig specielt gældende for tab af ferskvand, hvor der er en faktor 9 mellem laveste og højeste estimat. Variationen udgør typisk en faktor 4. Usikkerheden er stærkt knyttet til analyseperiodens lange sigt (år 2045), samt til det meget begrænsede kendskab til følgerne af en global temperaturstigning. Det må formodes, at der kan/vil opstå en

række skader, som man i dag ikke har medtaget i opgørelserne.

Omkostningerne pr. enhed for de globale slutkonsekvenser er opgjort i Tabel 8.7. Ud over de i dose-response afsnittet omtalte er der her anført en række slutkonsekvenser, som er monetariseret direkte, eksempelvis tab af biodiversitet.

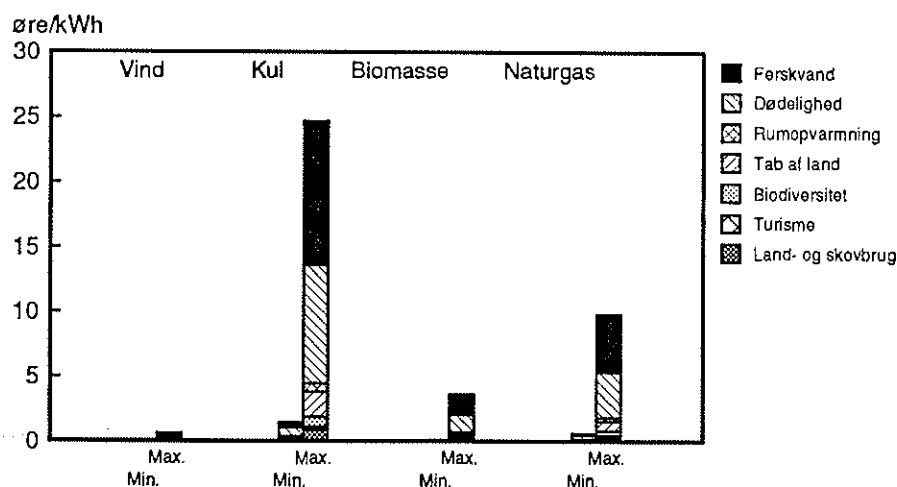
Tabel 8.7. Monetarisering pr. enhed af globale slutkonsekvenser år 2045 (1993-priser).

Slutkonsekvenser	Pris år 2045 (1993-priser)	Kategori
Dødelighed	1,0-4,1 mio.kr./liv	$B_3^M B_3^D$
Tab i landbrug	800-2.000 kr./ton korn	$B_3^M B_3^D$
Tab i skovbrug	-0,5-0,8 mia.kr./Gt CO ₂	$B_3^M C_3^D$
Tab af biodiversitet	1,0-8,0 mia.kr./Gt CO ₂	$C_3^M C_3^D$
Kystsikring	0,1-1,1 mia.kr./Gt CO ₂	$A_3^M B_3^D$
Tab af vådland	8-23 mio.kr./km ²	$A_3^M C_3^D$
Tab af fastland	8-23 mio.kr./km ²	$A_3^M C_3^D$
Rumopvarmning og -afkøling	1,1-4,8 mia.kr./Gt CO ₂	$A_3^M C_3^D$
Turisme	0-2,3 mia.kr./Gt CO ₂	$C_3^M C_3^D$
Tab af ferskvand	1,5-4,0 kr./m ³	$B_3^M C_3^D$

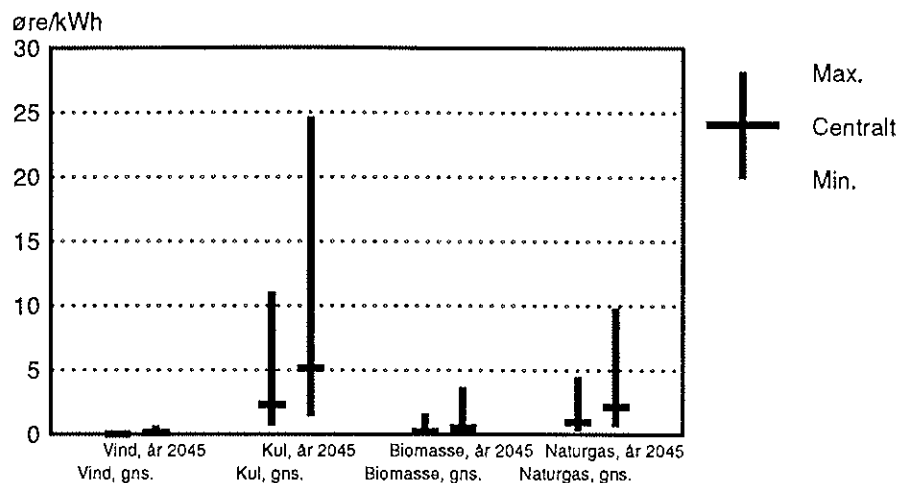
Som det fremgår, er der en betydelig variation i de opgjorte priser. Specielt hvor der ikke indgår nogen dose-response funktion (eksempelvis ved biodiversitet), er variationen stor.

Dette fører frem til opgørelse af *de samlede monetariserede globale eksternaliteter inklusiv variation*, som illustreret i Figur 8.5. For overskuelighedens skyld er kystsikring og tab af våd- og fastland slået sammen til en kategori. *Figur 8.5 omfatter kun de monetariserede globale eksternaliteter, opgjort år 2045.*

Figur 8.6 viser variationsintervallet, inklusiv et centralt skøn, for såvel analyseperiodens gennemsnit som år 2045.



Figur 8.5. De gennemsnitlige monetariserede globale eksternaliteter, øre/kWh (1993-priser), opgjort i 2045.



Figur 8.6. Variationen for de monetariserede globale eksternaliteter inklusiv et centralt skøn, gennemsnit og år 2045, øre/kWh (1993-priser).

Som det fremgår af Figur 8.5 og 8.6, udgør de globale eksternaliteter år 2045 for vindenergi 0-0,6 øre/kWh, for kul 1,5-24,7 øre/kWh, for biomasse 0,1-3,7 øre/kWh og for naturgas 0,7-9,8 øre/kWh. Langt de største bidrag findes således for kulkondens- og naturgas-kraftværkerne.

De afgørende bidrag stammer fra:

- Den forøgede dødelighed på grund af ændret klima. En evt. forøget sygelighed som følge af drivhuseffekten (temperaturstigning) er ikke medtaget.
- Tab af ferskvand, som dog må siges at være meget usikkert bestemt.

Andre bidrag, eksempelvis tab i land- og skovbrug, samt tab af land, ses kun at have en moderat indflydelse på resultatet.

Som gennemsnit over analyseperioden udgør eksternaliteterne knap halvdelen af det for år 2045 udregnede.

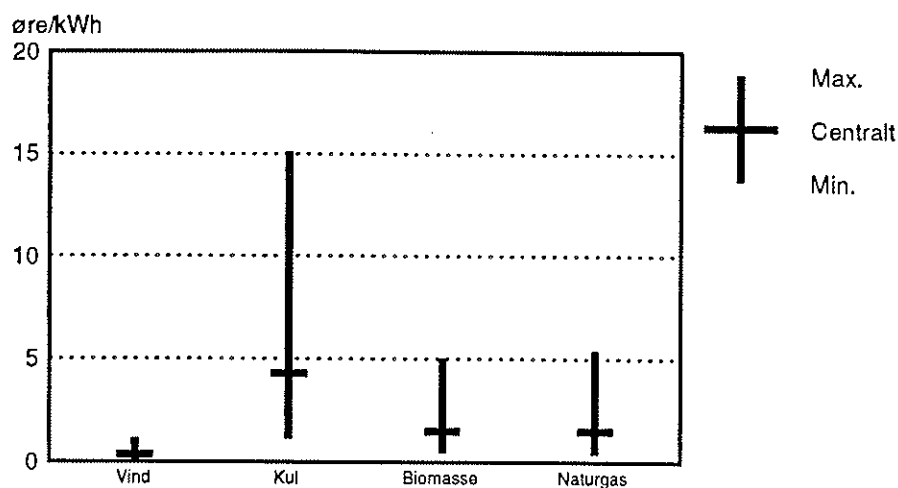
Med de usikkerheder, der er knyttet til vurdering af drivhuseffekten, må det forventes, at de monetariserede eksternaliteter "kun" udgør en delmængde af de forventelige fremtidige eksternaliteter som følge af drivhuseffekten.

8.3 Hovedresultater af den samlede monetarisering

Til trods for de metodisk og datamæssigt forskellige opgørelser for lokale/regionale og globale eksternaliteter er i Figur 8.7 angivet størrelsen og variationen af de gennemsnitlige monetariserede eksternaliteter for de fire betragtede energianlæg.

Følgende kommentarer kan knyttes til resultatet:

- Konsekvenserne af drivhuseffekten overgår betydeligt, hvad såvel lokale som regionale påvirkninger medfører af eksternaliteter.
- Analysen er udført for nye teknologisk højtudviklede teknologier. Hvis der eksempelvis i stedet for et nyt avanceret kulkraftværk var anvendt et gennemsnitligt værk, ville de regionale monetariserede eksternaliteter stort set fordobles for kul.



Figur 8.7. Samlet monetarisering af eksternaliteter, gennemsnit over perioden, øre/kWh (1993-priser).

8.4 Usikkerheder i relation til de globale eksternaliteter

Figur 8.7 omfatter de eksternaliteter, det har været muligt i studiet at kvantificere og/eller monetarisere. På grund af den lange tidshorizont i analysen og de i et uvist omfang stadig ukendte konsekvenser af drivhuseffekten vil der være en række muligvis betydelige eksternaliteter, som ikke er berørt i analysen. Af de, man i dag har kendskab til, kan nævnes:

- Hungerdødsfald.
- Forøgede risici for naturkatastrofer.
- Emigration.
- Forøget sygelighed (død er medtaget).

Hungerdødsfald er påpeget af Hohmeyer og er omtalt under globale konsekvenser i kapitel 6. Hohmeyer angiver, at ca. 530.000 mennesker/Gton CO₂ vil dø af sult som følge af drivhuseffekten ved en fordobling af CO₂-koncentrationen. Som påpeget i kapitel 6 er denne slutkonsekvens uhyre usikkert bestemt, hvorfor den ikke er medtaget i Figur 8.7. For at belyse konsekvensen af hungerdødsfald er opstillet Tabel 8.8, hvor antallet af døde er varieret, og konsekvensen heraf beregnet, idet der er brugt de samme forudsætninger som i studiet i øvrigt (0,8 mio.kr./liv for u-lande).

Tabel 8.8. Beregnede konsekvenser ved hungerdødsfald.

Slutkonsekvens	Vind	Kul	Biomasse	Naturgas
	øre/kWh			
<i>Hungerdødsfald</i>				
- 50.000 liv/Gton CO ₂	0,1-0,6	4,4-20,9	0,3-3,1	1,9-8,5
- 100.000 liv/Gton CO ₂	0,2-1,1	8,8-41,8	0,6-6,2	3,8-17,0
- 530.000 liv/Gton CO ₂	0,6-5,9	46,4-221,5	3,3-32,6	20,2-90,3

Som det fremgår af Tabel 8.5, kan hungerdødsfald have en markant indflydelse på det samlede resultat. Selv et i forhold til Hohmeyer begrænset antal dødsfald som 50.000 liv/år medfører en eksternalitet på mellem 4 og 21 øre/kWh for kul.

Ovenfor nævnte eksternaliteter som naturkatastrofer, emigration og forøget sygelighed har det ikke været muligt at opgøre i studiet. Når hertil formodentlig kan komme en række i dag ukendte eksternaliteter som følge af drivhuseffekten, må de i Figur 8.7 opgjorte eksternaliteter klart forventes at være i underkanten.

8.5 Sammenligning med andre studier

Specielt hvad angår drivhuseffekten, er der lavet en række internationale studier, eksempelvis Cline, Nordhaus og Fankhauser. Det bør bemærkes, at Cline og Nordhaus' studier kun omfatter USA, mens Fankhausers undersøgelse er for hele verden. I det følgende vil indeværende studie kort blive sammenholdt med hovedresultaterne af disse studier.

Tabel 8.9 viser skadesomkostninger ved drivhuseffekten omregnet som kr./ton CO₂, såvel for dette studie som for de tre internationale studier.

Tabel 8.9. Skadesomkostninger ved fordobling af CO₂-koncentrationen.

	Skadesomkostning kr./ton CO ₂ år 2050
Dette studie	15-240 (centralt skøn 55) *
Cline	67
Fankhauser	85-91
Nordhaus	61

* År 2045.

Det danske studie har generelt anvendt samme metodik som nævnte tre internationale studier. Forudsætninger omfattende kvantificering, dose-response og anvendte priser er naturligvis tilpasset danske forhold.

De nævnte internationale studier har opgjort omkostningerne i år 2050 ved fordobling af CO₂-koncentrationen, hvorfor sammenligning med indeværende studie er baseret på dette år.

Som det fremgår af tabellen, må det således konstateres, at

- Det centrale skøn i dette kapitel er på linie med resultater fra internationale studier.
- Opgørelsen af globale eksternaliteter er behæftet med en meget betydelig usikkerhed - i dette projekt er maksimum en faktor 15 højere end minimum.

9 Sammenfattende konklusion

Dette projekt er et eksempel på opgørelse af eksternaliteter ved bestemmelse af skadesomkostningerne, såvel lokalt, regionalt som globalt. Som samlet gennemsnit over perioden er der for kul opgjort eksternaliteter varierende mellem 1,2-15,1 øre/kWh, for naturgas 0,4-5,4 øre/kWh, for biomasse 0,4-5,0 øre/kWh og for vindenergi 0,1-1,1 øre/kWh.

For biomasse og vind er hovedparten af de monetariserede eksternaliteter knyttet til lokale og regionale påvirkninger. For kul er ca. 25% lokalt/regionalt og ca. 75% globalt (max. skøn), og endelig er globale effekter de væsentligste ved naturgas.

Betragtes udelukkende de globale påvirkninger, er eksternaliteterne ved disse stigende over tiden. Opgjort år 2045 er eksternaliteterne ved drivhuseffekten opgjort til 1,5-24,7 øre/kWh for kul, 0,7-4,8 øre/kWh for naturgas, 0,1-3,7 øre/kWh for biomasse og 0-0,6 øre/kWh for vindenergi. De mest betydende globale eksternaliteter er forøget dødelighed samt tab af ferskvand. Øvrige eksternaliteter bidrager kun i begrænset omfang.

Den anvendte metode og de fremkomne resultater er generelt overensstemmende med internationale studier. Følgende forbehold gælder således specielt dette studie, men i et vist omfang også internationale studier på området:

- Ved bestemmelse af skadesomkostninger tages udgangspunkt i et sæt af identificerede skader. Da analyserne på en række områder strækker sig langt frem i tiden, vil der uundgåeligt være en række (relevante) skader, det ikke er muligt at inddrage og kvantificere i dag.
- Sammenhængen mellem påvirkning (emission) og skadesomfang er meget vanskeligt at kvantificere. Dette gælder specielt for de langsigtede effekter (drivhuseffekten), hvor der er en betragtelig usikkerhed tilknyttet.
- Død og sygelighed hører til de dominerende slutkonsekvenser, hvorfor priserne på disse er uhyre centrale. I dette projekt er priserne fastsat ud fra løntabsmetoden og må forventes at udgøre et minimum. Hvis etiske og moralske overvejelser blev inddraget i fastsættelsen af værdien af et menneskeliv, kunne det føre til en markant højere pris på menneskeliv.
- Med det givne ressourcegrundlag har dette projekt været nødt til at basere en del af såvel metode som datagrundlag på internationale analyser. Ved den i processen fremkomne evaluering må det erkendes, at en del af de internationale metoder ikke er fyldestgørende, samt at en række af forudsætningerne er usikkert funderet. Det vil være relevant at foretage en mere tilbundsående analyse af såvel forudsætninger som metoder.

Sammenfattende må det konkluderes, at indeværende studie er et første forsøg på at vurdere eksternaliteterne ved dansk energiproduktion ved anvendelse af skadesomkostninger. For de lokalt/regionalt monetariserede eksternaliteter synes analyserne at have afdækket hovedparten af de eksisterende miljøeksternaliteter. Hvad angår de globale forhold, synes der såvel nationalt som internationalt at være et stykke vej endnu, før data og metoder kommer op på et såvel teoretisk som praktisk fyldestgørende niveau.

Referencer

- Arrhenius, Erik & Waltz, Thomas W. (1990). *Greenhouse Effect: Implication for Economic Development*. The World Bank. Discussion Paper No. 78.
- Asman, Willem A.H.; Runge, Erik H. & Kilde, Niels A. (1993). *Emission af NH₃, NO_x, SO₂ og NMVOC til atmosfæren i Danmark*. Havforskning fra Miljøstyrelsen Nr. 19. Miljøstyrelsen.
- Barde, Jean-Philippe & Pearce, David W. (eds.) (1991). *Valuing the Environment. Six Case Studies*. London, Earthscan.
- Barbier, Edward B. (1990). *Alternative approaches to economic-environmental interactions*. Ecological Economics, Vol. 2, p. 7-26.
- Baumann, Angelica & Hill, Robert (1992). *Quantification of External Costs of Energy Technologies Applied to Photovoltaic Life-Cycle Analysis*. Expert Workshop on Life-Cycle Analysis of Energy Systems, Paris, 21-22 May 1992, OECD, p. 143-150.
- Baumol, W.J. & Oates, W.E. (1975). *The Theory of Environmental Policy*. Englewood Cliffs, New Jersey, Prentice Hall.
- Bell, Simon (1994). *Energy forest cultivation and the landscape*. Biomass and Bioenergy, Vol. 6 (1/2), p. 53-61.
- Bengtsson, J.; Skov, P.; Ottar Jensen, A.; Christensen, N. (1981). Kulkonsekvensundersøgelse: luftforureningsmæssige konsekvenser af kulfyring på danske kraftværker. Vol. 4: *Sundhedseffekter af luftforurening med specielt henblik på kulfyring*. Sundhedsmæssige effekter af en øget kulfyring på danske kraftværker: en introduktion til udvalgte områder af virkningen af luftforureningen. Miljøeffekter af en øget kulfyring på danske kraftværker. København, Miljøstyrelsen. 167 p.
- Bergland, Olvar (1993). *Externalities in Economic Theory and Literature*. I: Seminar on External Effects in the Utilisation of Renewable Energy. (Risø National Laboratory & Technical University of Denmark). Held at The Technical University of Denmark 16 September 1993.
- Bergstrom, John C. (1990). *Concepts and Measures of the Economic Value of Environmental Quality: a Review*. Journal of Environmental Management, 31, p. 215-228.
- Bernow, S.; Biewald, B. & Marron, D. (1991). *Full-cost dispatch: Incorporating environmental externalities in electric system operation*. Electricity Journal USA. Vol. 4 (2), p. 20-33.
- Bostadsdepartementet (1988). *Läge för vindkraft*. SOU 1988:32.
- Braden, J.B. & Kolstad, C.D. (eds.) (1991). *Measuring the Demand for Environmental Quality*. North-Holland, Elsevier Science Publishers, USA.
- Browne, G.R. (1991). *A utility view of externalities: Evolution, not revolution*. Electricity Journal USA. Vol. 4 (2), p. 34-39.
- Buchanan, S.C. – Consulting Economist (BPA) (1988). *Accounting for External Costs of Energy Resources in Utility Least-Cost Planning*. Submitted to the Executive Office of Energy Resources.
- Bøckman, Oluf Chr.; Kaarsted, Ola; Lie, Ole H. & Richards, Ian (1991). *Landbruk og Gjødsling – Mineralgjødsel i perspektiv*. Landbruksdivisjonen, Norsk Hydro a.s., Oslo, Norge.
- Cantor, R.; Rizy, C. & Krupnick, A. (1991). *Beyond the market: Recent regulatory responses to the externalities of energy production*. 16th Annual Conference of the National Association of Environmental Professionals. Baltimore, MD (USA).

- CEC/US, Commission of the European Community (1993). *CEC/US Joint Study on Fuel Cycle Costs. Assessment of the External Costs of the Coal Fuel Cycle*. Draft position paper. Prepared for DG XII of CEC.
- Charles River Associates (1984). *Benefits and Costs of Externalities and Intangibles Associated with Southern California Edison's 1985 and 1986 Conservation and Load Management Programs*. CRA Report #792.
- Chernick, P.L. & Caverhill, E.J. (1989). *The Valuation of Externalities from Energy Production, Delivery, and Use*.
- Chernick, P.L. & Caverhill, E.J. (1990). *Incorporating environmental externalities in utility planning*. Demand-side management conference. Winnipeg (Canada). 17-18 May 1990. p. 179-191.
- Chernick, P.L. & Caverhill, E.J. (1990). *The valuation of environmental externalities in energy conservation planning*. ACEEE 1990 summer study on energy efficiency in buildings: Proceedings. Vol. 4, Environment, p. 4.19-4.25.
- Chernick, P.L. & Caverhill, E.J. (1991). *Methods of valuing environmental externalities*. Electricity Journal USA, (Mar 1991). Vol. 4 (2), p. 46-53.
- Christensen, Linda & Gudmundsson, Henrik (1993). *Transportsektorens eksterne effekter*. Notat nr. 93-01. Transportrådet.
- Clarke, C. (1991). *Costing the Earth. Environmental externalities of energy consumption*. Energy Economist United Kingdom. (No. 122), p. 10-12.
- Cline, W.R. (1991). *Scientific Basis for the Greenhouse Effect*. Economic Journal, Vol. 101 (407).
- Cline, W.R. (1992). *The Economics of Global Warming*. Washington 1992.
- Cline, W.R. (1993). *Costs and Benefits of Greenhouse Abatement: A Guide to Policy Analysis*. International Conference on the Economics of Climate Change, OECD & IEA. Paris 14-16 June 1993.
- Coase, Ronald H. (1960). *The Problems of Social Cost*. Journal of Law and Economics, Vol. 3 (1), p. 1-44.
- Cohen, S.D.; Eto, J.H.; Goldman, C.A.; Beldock, J. & Crandall, G. (1990). *Environmental externalities: A survey of state commission actions*.
- Cornes, Richard & Sandler, Todd (1986). *The Theory of Externalities, Public Goods, and Club Goods*. Cambridge, Cambridge University Press.
- Cowiconsult (1992). *Forstudie til livscyklusanalyse inden for transportsektoren*. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 47. København, Miljøstyrelsen.
- Cowiconsult (1993). *Kortlægning af brugen af vandmålere i Danmark*. Udarbejdet for Bygge- og Boligstyrelsen.
- Daily, G.C. & Ehrlich, P.R. (1990). *An exploratory model of the impact of rapid climate change on the world food situation*. I: Royal Society of London Series B, Biological Sciences (No. 241), p. 232-244.
- Daily, Gretchen C.; Ehrlich, Paul R.; Mooney, Harold A. & Ehrlich, Anne H. (1991). *Greenhouse economics: Learn before you leap*. Ecological Economics, Vol. 4, p. 1-10.
- Danmarks Naturfredningsforening (1989). *Luftmiljøet*.
- Dumagan, J.C. & Mount, T.D. (1992). *Measuring the consumer welfare effects of carbon penalties: theory and applications to household energy demand*. Energy Economics. Vol. 14 (2), p. 82-93.
- Dumagan, J.C. (1991). *Measuring welfare changes and modelling demand systems: Theory and applications to energy efficiency and environmental externalities in New York state residential energy demand*. Cornell Univ., Ithaca, NY (United States).

- ECO Northwest (1986). *Estimating Environmental Costs and Benefits for five Generating Resources. Technical Appendices: Description of Five Generating Resources, Their Likely Significant Environmental Effects, and the Economic Value of those Effects*. Shapiro & Associates, Inc., Seton, Johnson & Odell, Inc.
- Environmental Resources Limited (1991). *Monetisation of the Benefits of Acid Rain Control: Valuation of Benefits*. London.
- Eriksson, Hillevi (1994). *Recirkulation of wood-ash, Environmental Impacts of Bioenergy*. International Energy Agency Bioenergy Agreement Seminar, 20-21 September 1993, Snekkersten, Denmark. CPL Press. p. 163-165.
- Eto, J.H. & Helcké, G. (1991). *Internalizing Environmental Costs: A Survey of Progress in Estimating the External Environmental Costs of Electricity Production and a Review of Market-based Policies to Incorporate Them – Final report*. Commission of the European Communities – DG 12.
- Eyre, Nick & Holland, Mike (1992). *External Costs of Electricity Generation Using Coal*. Expert Workshop on Life-Cycle Analysis of Energy Systems, Paris, 21-22 May 1992. OECD, p. 123-134.
- Fankhauser, Samuel (1992/93). *Global Warming Damages Costs: Some Monetary Estimates*. CSERGE GEC Working Paper 92-29, revised version November 1993.
- Fankhauser, Samuel (1993a). *The Economic Costs of Global: Some Monetary Estimates*. I: "Costs, Impacts, and Benefits of CO₂ Mitigation" (Kaya, Y.; Nakićenović, N; Nordhaus W.D. & Toth, F.L. (eds.)). IIASA, CP-93-2, 1993.
- Fankhauser, Samuel (1993b). *The Social Costs of Greenhouse Gas Emissions: An Expected Value Approach*. Upubliceret.
- Fankhauser, Samuel; Pearce, David W. (1993). *The Social Costs of Greenhouse Gas Emissions*. International Conference on the Economics of Climate Change, OECD & IEA. Paris 14-16 June 1993.
- Fenger, Jes & Laut, Peter (1989). *Drivhuseffekten, Global luftforurening og klimaændringer*. Frederiksberg, Fiskers Forlag. 186 p.
- Fenger, Jes; Fenhann, Jørgen & Kilde, Niels A. (1990). *Danish Budget for Greenhouse Gasses*. Nord 1990:97. Nordic Council of Ministers, Copenhagen 1990.
- Fenger, Jes (1991). *Fossile brændsler og luftforurening*. Danmarks Miljøundersøgelser og Dansk Gasteknisk Center.
- Fenhann, Jørgen & Kilde, Niels A. (1994). *Inventory of emissions to the air from Danish sources 1972-1992*. Roskilde, Risø, Systems Analysis Department.
- Friedrich, R.; Kallenbach, U.; Thöne, E.; Voss, A.; Rogner, H.H. & Karl, D. (1989). *Externe Kosten der Stromerzeugung*. VWEW-Verlag. Frankfurt/Main.
- Friedrich, Rainer & Voss, Alfred (1993). *External costs of electricity generation*. Energy Policy. Vol. 21 (2), p. 114-122.
- Gad, Shayne C. & Anderson, Rosalind C. (1990). *Combustion Toxicology*. Boca Paton (FL), CRC Press.
- Gallagher, David R. & Smith, V. Kerry (1985). *Measuring Values for Environmental Resources under Uncertainty*. Journal of Environmental Economics and Management, Vol. 12, p. 132-143.
- Göransson, Görgen (1994). *Bird fauna of cultivated energy shrub forests at different heights*. Biomass and Bioenergy Vol. 6 (1/2), p. 49-52.
- Gregory, Robin; Mendelsohn, Robert & Moore, Terry (1989). *Measuring the Benefits of Endangered Species Preservation: From Research to Policy*. Journal of Environmental Management, Vol. 29, p. 399-407.
- Gydesen, A.; Maimann, D.; Pedersen, P.B.; Hansen, M.K.; Bruhn, B. & Bidstrup, C. (1990). *Renere teknologi på energiområdet*. Miljøprojekt nr. 138. København, Miljøstyrelsen.

- Haaland, Tarjei (1992). *Emission af drivhusgasser i Danmark 1975-90 – med særligt henblik på energisektorens bidrag*. Lyngby, Fysisk Laboratorium III, Danmarks Tekniske Højskole.
- Haaland, T. & Sørensen J. (1994). *Notat om den danske pesticidbelastning og den potentielle grundvandsforurening*. Greenpeace, København.
- Hall, Darwin C. (1992). *Social Cost of CO₂ Abatement from Energy Efficiency and Solar Power in the United States*. Environmental & Resource Economics, Vol. 2, p. 491-512.
- Halsnæs, Kirsten & Mackenzie, Gordon A. (eds.) (1990). *Nordic Workshop on Integrated Energy and Environmental Modelling* – held at Risø 15-16 February 1990. Nordisk Ministerråd, NORD 1990:74.
- Hanley, Nick (1992). *Are There Environmental Limits to Cost Benefit Analysis?* Environmental & Resource Economics, Vol. 2, p. 33-60.
- Heinz, I (1980). *Volkswirtschaftliche Kosten durch Luftverunreinigung*. University of Dortmund, INFU Workshop series, Vol. 4. Dortmund.
- Helmich, J.E.; Schilberg, G.M.; Marcus, W.B. & Hobbs, B.F. (eds.) (1991). *Valuing residual emissions in electricity planning. Energy in the 90's*. N.Y. p. 1-7.
- Hertel, Ole; Berkowicz, Ruwim; Asman, Willem A.H.; Christensen, Jesper & Sørensen, Lise Lotte (1993). *Beskrivelse af atmosfærekemiske processer*. Havforskning fra Miljøstyrelsen Nr. 24. Roskilde, Miljøstyrelsen.
- Hohmeyer, Olav (1988). *Social Costs of Energy Consumption: External Effects of Electricity Generation in the Federal Republic of Germany*. Berlin: Springer-Verlag, Berlin.
- Hohmeyer, Olav & Ottinger, Richard L. (eds.) (1991). *External Environmental Costs of Electric Power – Analysis and Internalization*. Proceedings of a German-American Workshop, held at Ladenburg, FRG, 23-25 October 1990. Springer-Verlag, Berlin.
- Hohmeyer, Olav; Gärtner, M. (1992). *The Cost of Climate Change. A Rough Estimate of Orders of Magnitude*. Report to the Commission of the European Communities. Karlsruhe.
- Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC (1990a). *Climate Change. The IPCC Scientific Assessment*. Report prepared for IPCC by Working Group I. Houghton, J.T.; Jenkins, G.J.; Ephraums, J.J. (eds.). Cambridge, Cambridge University Press. 346 p.
- Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC (1990b). *Climate Change. The IPCC Impacts Assessment*. Report prepared for IPCC by Working Group II. Tegart, W.J. McG.; Sheldon, G.W.; Griffiths, D.C. (eds.). Canberra, Australian Governmental Publishing Service.
- Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC (1990c). *Emissions scenarios*. Prepared by the Response Strategies Working Group of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Appendix of the Expert Group on Emissions Scenarios (RSWG Steering Committee, Task A).
- Jansen, H.M.A.; Kuik, O.J.; Spiegel, C.K. (1991). *Impacts of sea level rise: an economic approach*. OECD: Climate Change. Evaluating the Socio-Economic Impacts. Paris, OECD.
- Jenkins, A. (1991). Traugott, W., Hewett, R. & Menicucci, D. (eds.). *Externalities in electric generation planning and development - A California status report*. SOLTECH 91: Proceedings. Vol. 2, p. 209-230.
- Jones, D.E.; & Hanser, P. (1991). *Environmental externalities: An overview of theory and practice*. Final report. Electric Power Research Inst., Palo Alto, CA (USA). Temple, Barker and Sloane, Inc., Atlanta, GA (USA).
- Juul-Kristensen, Bjarne & Emborg, Lennart (1991). *Integrerede energi- og miljøanalyser*. Lyngby, Fysisk Laboratorium III, DTH.

- Jørgensen, Christian Ege; Kragh-Andersen, Karin; Nielsen, Jane & Sigsgaard, Anne (1993). *Biobrændsler: Af hensyn til natur og miljø*. Danmarks Naturfredningsforening, Dansk Skovforening og De danske Landboforeninger. 98 p.
- Jørgensen, Uffe (1994). Personlig kommunikation 17. februar 1994. Afdelingen for plantevækstfaktorer, Forskningscenter Foulum.
- Kaas, Hanne; Kaas, Henrik & Møhlenberg, Flemming (1990). *Kvælstof og fosfor i havet*. Npo-forskning fra Miljøstyrelsen Nr. C8 1990. København, Miljøstyrelsen.
- Kalkstein, L.S. (1989). *The Impact of CO₂ and Trace Gas-Induced Climate Changes upon Human Mortality*. I: Smith, J. B. & Tirpak, D. A. (ed.) *The potential Effects of Global Climate change on the United States*. Appendix G: Health. EPA, Washington, DC, USA.
- Kapp, Karl William (1978). *Social costs of business enterprise*. Rev.ed. London, Spokesman.
- Kelkjær, Jørgen (1992). *Energiskov – dyrkning og driftsøkonomi*. Skovbrugsserien Nr. 3-1992. Forskningscentret for Skov & Landskab, Lyngby, 1992. 140 s., ill.
- Luckert, Martin K. & Adamowicz, Wiktor L. (1993). *Measures of Factors Affecting Social Rates of Discount*. Environmental & Resource Economics, Vol. 3, p. 1-21.
- Markandya, Anil & Rhodes, B. (1992). *External Costs of Fuel Cycles. An Impact Pathway Approach. Economic Valuation*. Metroeconomica Ltd., London.
- Massachusetts Photovoltaic Center (1988). *An Overview of the External Issues of Electric Power Production*.
- Medsker, L. (1982). *Side Effects of Renewable Energy Sources*. National Audubon Society.
- Meyer, Niels I.; Benestad, Olav; Emborg, Lennart & Selvig, Eivind (1993). *Sustainable energy scenarios for the Scandinavian countries*. Renewable Energy, Vol. 3 (2/3), p. 127-136.
- Miljøministeriet (1991). *Miljøtilstanden i Danmark*. 106 p.
- Miljøstyrelsen (1990). *Renere teknologi på energiområdet*. Miljøprojekt Nr. 138. København. 200 p.
- Miljøstyrelsen (1992). *Tal om landbrug og miljø*. Orientering fra Miljøstyrelsen, Nr. 3/1992. 80 p.
- Mishan, E.J. (1971). *The Postwar Literature on Externalities: An Interpretive Essay*. Journal of Economic Literature, Vol. 9, p. 1-28.
- Mortensen, Jørgen Birk (199?). *Regulering af CO₂*. Upubliceret.
- Mortensen, Jørgen Birk & Andersen, Peder (1990). *Økonomisk regulering – betydning af ufuldkommen og asymmetrisk information*. Upubliceret.
- Mortensen, Jørgen Birk & Sørensen, Peter Birch (1991). *Økonomiske styringsmidler i miljøpolitikken*. København, Miljøministeriet.
- Mortensen, Jørgen Birk (1992). *Incitamenter og reguleringer på miljøområdet*. Nationaløkonomisk Tidsskrift, Vol. 130, p. 215-223.
- Møller, Flemming (1989). *Samfundsøkonomisk Projektvurdering*. Finansministeriet, Budgetdepartementet. København.
- Møller, Flemming (1992). *Samfundsøkonomi og klima*. 5. kapitel i "Drivhuseffekt og klimaændringer – hvad det betyder for Danmark". Miljøministeriet.
- Nämnden för energiproduktionsforskning (1982). *Vindkraft i landskapet*. NE 1982:13.
- Nielsen, Carsten & Jakobsen, Henrik Houmann (1991). *Biomasses brændsels- og fyringskarakteristika med særlig relation til anvendelse som brændsel i decentral kraftvarmeanlæg*. Søborg, dk-TEKNIK.
- Nielsen, Keld Hauge (1992). *Slam- og spildevandsgødskning i skove og energiplantager*. Skovbrugsserien Nr. 2-1992. Forskningscentret for skov og landskab, Lyngby. 50 s.

- Nielsen, Keld Hauge (1994). Personlig kommunikation 17. februar 1994. Forskningscentret for skov og landskab, Vejle.
- Nielsen, Tue (1993). *Gener ved rotorskygge – myter og virkelighed*. Naturlig Energi.
- Noget om luftforurening. NOAHs pjeceserie nr. 8.
- Nordhaus, W.D. (1991a). *To Slow or not to Slow: The Economics of the Greenhouse Effect*. *Economic Journal*, Vol. 101 (407).
- Nordhaus, W.D. (1991b). Dornbusch, R.; Poterba, J.M. (eds.). *Economic approaches to greenhouse warming*. Global warming: Economic policy responses. Cambridge, MA (United-States). MIT Press. p. 33-69.
- Nordhaus, W.D. (1991c). *The Costs of Slowing Climate Change: a Survey*. *The Energy Journal*, Vol. 12 (1), p. 37-65.
- Nordhaus, W.D. (1993). *Reflections on the Economics of Climate Change*. *The Journal of Economic Perspective*, 7 (4), p. 11-25.
- OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development (1985). *Environmental Effects of Electricity Generation*. Paris, OECD.
- OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development (1992). *Global Warming. The Benefits of Emissions Abatement*. Paris.
- Olsen, O.J. & Mortensen, Jørgen Birk (1992). *Elproduktionens samfundsøkonomiske omkostninger*. København, AKF Forlaget. 63 p.
- Ornis Consult (1989). *Konsekvenser for fuglelivet ved etableringen af mindre vindmøller*. 73 p.
- Ottinger, Richard L. (1990). *Consideration of environmental externality costs in electric utility resource selections and regulation*. ACEEE 1990 summer study on energy efficiency in buildings: Proceedings. Vol. 4, Environment. p. 4.171-4.186.
- Pace University Center (Ottinger, Richard L. et. al.) (1990). *Environmental Costs of Electricity*. Oceana Publications Inc., N.Y.
- Ottinger, Richard L. (1992). *Incorporating Externalities – The Wave of the Future*. Expert Workshop on Life-Cycle Analysis of Energy Systems, Paris, 21-22 May 1992, OECD, p. 54-70.
- Palmer, F.D. (1991). *Environmental externalities and CO₂: Not with our money, you don't*. *Electricity Journal USA*. Vol. 4 (2), p. 40-45.
- Pacific Gas & Electric (1990). *Least Cost Planning Treatment of Externalities*. Preliminary Draft.
- Pearce, David W. (ed.) (1991). *Blueprint 2. Greening the World Economy*. London.
- Pearce, David W. (1992). *The Secondary Benefits of Greenhouse Gas Control*. CSERGE Working Paper 92-12. London.
- Pearce, David W. & Bann, Camille (1992). *The Social Cost of Electricity Generation in UK*. Expert Workshop on Life-Cycle Analysis of Energy Systems, Paris, 21-22 May 1992, OECD, 71-82.
- Pearce, David W.; Bann, Camille; Georgiou, Steven (1992). *The Social Cost of Fuel Cycles*. Report to the UK Dept. of Trade and Industry. CSERGE, London.
- Pearce, David W.; Turner, R. Kerry & O'Riordan, T. (1993?). *Energy and Social Health: Integrating Quantity and Quality in Energy Planning*. London. Upubliceret.
- Pedersen, Preben Buhl (1991). *Livsforløbsanalyser af decentrale kraftvarmeværker – energi- og miljøanalyse*. Søborg, dk-TEKNIK. 157 p.
- Pigou, A.C. (1920). *The Economics of Welfare*. Opr. 1920, 4th ed. 1932, Macmillan, London.
- Rosenzweig, Cynthia & Parry, Martin L. (1994). *Potential impact of climate change on world food supply*. *Nature*, Vol. 367 (6459), p. 133-138.

- Sanghi, A.K. (1991). *Should economic impacts be treated as externalities?* Electricity Journal USA, Vol. 4 (2), p. 54-59.
- Schou, Jens S. (1984). *Toksikologi. Om kemiske skadevirkningers opståen, forudsigelse, forebyggelse og behandling.*
- Shogren, F. Jason; Shin, Seung Y.; Hayes, Dermot J. & Kliebenstein, James B. (1994). *Resolving the Difference in Willingness to Pay and Willingness to Accept.* American Economic Review, Vol. 84 (1), p. 255-270.
- Shriner, D.S. (1991). Report 18 – Response of vegetation to atmospheric deposition and air pollution. *Acid Deposition: State of Science and Technology; Summary Report of the U.S. National Acid Precipitation Assessment Program.* Irving, P.M. (ed.). US Government Printing Office, Washington D.C., p. 143-151.
- Sips, H.W. (1991). *Monetary valuation of External Effects. Theory and Practice.* Center for Energy and Clean Technology. Delft.
- Smith, Hillary H. (1992). *EC/US External Costs of Fuel-Cycle: One Policy Perspective.* Expert Workshop on Life-Cycle Analysis of Energy Systems, Paris, 21-22 May 1992, OECD, p. 197-211.
- Smith, V. Kerry; Desvousges, W.H. & Ficher, A. (1986). *A Comparison of Direct and Indirect Methods for Estimating Environmental Benefits.* American Journal of Agricultural Economics, 86 (2), p. 293-299.
- Spash, Clive L. & d'Arge, Ralph C. (1989). *The greenhouse effect and intergenerational transfers.* Energy policy, Vol. 17 (2).
- Statens Energiverk (1985). *Vindkraft, resultat och slutsatser från det svenska vindenergiprogrammet.* Statens Energiverk, 1985:1.
- Stjernquist, Ingrid (1994). *An integrated environmental analysis of short rotation forests as a biomass resource.* Biomass and Bioenergy, Vol. 6 (1/2), p. 3-10.
- Storm, Børge; Styczen, Merete & Clausen, Thomas (1990). *Regional model for næringssalttransport og -omsætning.* Npo-forskning fra Miljøstyrelsen; B15. København, Miljøstyrelsen
- Styregruppen for forsyningskataloget (1988). *Forsyningskataloget.* København, Energistyrelsen.
- Titus, J. (1992). *The Cost of Climate Change to the United States.* I: Majumdar, S.K.; Kalkstein, L.S.; Yarnal, B.; Miller, E.W.; Rosenfeld, L.M. (eds.): *Global Climate Change: Implications, Challenges and Mitigation Measures.* Pennsylvania.
- Turvey, R. (1963). *On Divergences Between Social Cost and Private Cost.* Economica, p. 309-313.
- UNEP Collaborating Centre on Energy and Environment (1992). *UNEP Greenhouse Gas Abatement Costing Studies. Phase One Report.* Vol. 1-3. Risø National Laboratory, Denmark.
- US/CEC (1993). *Damages and Benefits of the Natural gas-to-electricity fuel cycle: Estimation methods, impacts, and values.* Oak Ridge National Laboratory and Resources for the Future. Prepared for U.S. Department of Energy and the European Commission. Draft.
- Valette, Pierre & Boucher, J. (1992). *The EC/US Project on the External Costs of Fuel-Cycle.* Expert Workshop on Life-Cycle Analysis of Energy Systems, Paris, 21-22 May 1992, OECD, p. 197-211.
- Van der Eerden, L.J.; Tonneijck, A.E.G. & Wijnands, J.H.M. (1988). *Crop loss due to air pollution in the Netherlands.* Environmental Pollution, Vol. 53, p. 365-376.
- Vattenfall Energisystem AB (1992). *Bioenergins miljö- och hälsoeffekter. Biobränslen för framtiden.* Slutbetänkande av biobränslekommisionen, Bilagedel. SOU 1992:91. Stockholm.

- Victorian Government Energy Agencies (1992). *Energy externalities – balancing the equation*. Energy Forum, Vol. 9 (1).
- Violette, D.M.; Peterson Jr., C.J.; Valverde Jr., A.L.J. & Divakaruni, S.M. (1991). *Utility planning and evaluating environmental externalities*. I: Decision support methods for the electric power industry: New tools for power generation planning and management. Proceedings. Vol. 2, p. 47.147.14.
- Walther, R.J. & Minick, M.R. (1991). *Valuing environmental externalities in resource planning. Issues and implications*. Proceedings of the American Power Conference United States. Vol. 53, p. 237-241.
- Wicke, Lutz (1986). *Die ökologischen Milliarden*. Kösel-Verlag. München.
- World Meteorological Organization/United Nations Environmental Programme – WMO/UNEP (1990).
- World Resources Institute – WRI (1990). *World Resources 1990-91: A Guide to the Global Environment*. Vol. 4. World Resources Series. New York: Oxford University Press.

A Appendiks om omregning og fremskrivning af talstørrelser

Omregninger mellem forskellige valutaer foretages med udgangspunkt i Nationalbankens middeldkurser for det pågældende år. Opgives et tal således i 1987 i US dollars vil omregningen ske til middeldkursen i 1987.

For at opnå ensartede data fremskrives alle monetariserede talstørrelser til priser i 1993-kroner. Disse fremskrivninger foretages i danske kroner med bruttofaktorindkomst-deflatoren som udgangspunkt. Der anvendes følgende data:

Tabel A.1. Danmarks Nationalbanks middeldkurser.

Valuta	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993
Pund	1186,98	1119,40	1197,40	1197,63	1101,12	1127,94	1064,26	973,46
US Dollars	809,10	684,03	673,15	731,04	618,86	639,61	603,63	648,33
ECU	793,76	788,39	795,27	804,55	787,26	791,49	780,27	757,96

Tabel A.2. Bruttofaktorindkomst mio.kr. (Statistisk Tiårsoversigt)

BFI	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993
Årets priser	555,676	585,946	617,834	654,003	689,491	717,110	745,739	757,835
Faste priser	370,553	375,524	383,626	387,285	395,519	400,014	404,828	405,111
Deflator	1,500	1,560	1,611	1,689	1,743	1,793	1,842	1,871
Stigning i deflator		1,040	1,033	1,048	1,032	1,029	1,027	1,016

B Appendiks om fremskrivning af drivhusgasemission med 50 år

I det følgende redegøres der for de bagvedliggende forudsætninger, der ligger til grund for antagelsen om en samlet emission af CO₂-ækvivalenter på 1.700 Gton (CO₂-ækvivalenter) fra i dag frem til 2045. Dette svarer til en gennemsnitlig emission på 34 Gton/år i perioden (CO₂-ækvivalenter).

Tallet er fremkommet som et sammenvejrning af to IPCC-scenarier for emissionen af drivhusgasser. Kildegrundlaget er: (IPCC, 1990c), som det fremgår, er der tale om en ændret kilde, og emissionsforudsætningerne er derfor til dels ikke længere aktuelle. Når kilden anvendes, er det fordi der endnu ikke foreligger nyere materiale, der kan anvendes til denne form for fremskrivning. Beregningen anvender tal fra IPCC (1990c): *Development of Emissions Scenarios for the IPCC. Response Strategies Working Group* i form af et appendiks af den Elzen et al.

Fra kilden tages der udgangspunkt i to scenarier, henholdsvis et lav- og et høj-emissionsscenarie. De overordnede forudsætninger for de to scenarier er gengivet i Tabel B.1 og B.2.

Tabel B.1. Lav-emissionsscenarie, hoveddata.

	1985	2000	2025	2050
Drivhusgas, GWP (ppm)	387,6	425,9	486,8	546,0
Mængde:				
CO ₂ (GtonC)	5,4	6,0	6,8	7,8
N ₂ O (Tg)	12,5	13,1	13,9	14,1
CH ₄ (Tg)	540,0	577,0	665,0	724,0
Koncentration:				
CO ₂ (ppm)	345,0	376,6	422,6	464,3
N ₂ O (ppb)	311,8	321,5	339,0	356,2
CH ₄ (ppb)	1735,7	1902,8	2057,7	2268,4

Tabel B.2. Høj-emissionsscenarie, hoveddata.

	1985	2000	2025	2050
Drivhusgas, GWP (ppm)	387,6	446,4	553,5	671,6
Mængde:				
CO ₂ (GtonC)	5,4	7,6	10,2	13,8
N ₂ O (Tg)	12,5	14,2	16,4	17,3
CH ₄ (Tg)	540,0	614,0	761,0	899,0
Koncentration:				
CO ₂ (ppm)	345,0	382,0	451,2	531,0
N ₂ O (ppb)	311,8	323,1	348,9	378,0
CH ₄ (ppb)	1735,7	2131,1	2819,3	3339,2

Ud fra antagelserne i tabellerne B.1 og B.2 kan der foretages en beregning af CO₂-emissionen fra 1995 til 2045. Der er foretaget en stykvis lineær interpolation mellem årene 1985, 2000, 2025 og 2050. For hver delperiode, henholdsvis 1995-2000, 2001-2025 og 2026-2045 findes CO₂-emissionen. Dette sammenholdes med CO₂'s andel af den samlede drivhusgasmængde (ud fra drivhusgassen og koncentrationen i Tabel B.1 og B.2). Dette leder til tre tal for carbon-emissionen

i hver delperiode. Disse summeres og omregnes til CO₂. Hovedtallene for dette er vist i Tabel B.3.

Tabel B.3. Beregning af CO₂-emission 1995-2045 for lav- og høj-emissionsscenariet.

	Lav-emissions-scenarie	Høj-emissions-scenarie
CO ₂ -emission (Gton C i GWP):		
1995-2000	35	43
2001-2025	161	223
2026-2045	145	234
CO ₂ -emissions andel:	89%	87%
1995-2000	88%	84%
2001-2025	86%	80%
2026-2045		
Drivhusgas-emission (Gton C i GWP):	40	50
1995-2000	183	267
2001-2025	169	291
2026-2045		
Samlet drivhusgas-emission 1995-2045 (Gton CO ₂ i GWP):	1.436	2.231

Af Tabel B.3 fremgår det, at de to yder-scenarier betyder henholdsvis ca. 1.400 og 2.200 Gton CO₂ (GWP) i emission frem til 2045. Da forudsætningen imidlertid er en fordobling af drivhusgasser i atmosfæren fra 330 til 660 ppm, bør der foretages en korrektion, da lav-scenariet medfører ca. 546 ppm og høj-scenariet ca. 672. Med udgangspunkt i dette sættes den samlede CO₂-emission frem til 2045 til 1.700 Gton CO₂ (GWP). Det skal understreges, at der er tale om *betydelig* usikkerhed i skønnet, ligesom det seneste – upublicerede materiale fra IPCC – tyder på at tallet er større.

Title and authors(s)

Assessment of environmental external effects
in the production of energy (in Danish)

Henrik Meyer, Poul Erik Morthorst, Lotte Schleisner
Niels I. Meyer, Per Sieverts Nielsen, Vilhjálmur Nielsen

ISBN

87-550-2011-9

ISSN

0106-2840

Dept. or group

Systems Analysis Department

Date

September 1994

Groups own reg. number(s)

ESG 03350.00

Project/contract No.

51191/92-0067

Pages

180

Tables

70

Illustrations

41

References

153

Abstract (max. 2000 characters)

The purpose is to assess the environmental external effects in the production of energy. The project has been carried out in collaboration between Risø National Laboratory and the Technical University of Denmark.

This report compares environmental externalities in the production of energy using renewable and non-renewable energy sources, respectively. The comparison is demonstrated on two specific case studies. The first case is: the production of electricity based on wind power plants as compared to the production of electricity based on a coal-fired conventional plant. In the second case heat/power generation by means of a combined heat and power plant based on biomass-generated gas is compared to that of a combined heat and power plant fuelled by natural gas.

In the report the individual externalities from the different ways of producing energy are identified, the stress caused by the effect is assessed, and finally the monetary value of the damage is estimated. This method is applied to the local as well as regional and global externalities.

Descriptors INIS/EDB

BIOMASS; COST ESTIMATION; DUAL-PURPOSE POWER PLANTS;
ECONOMIC IMPACT; ELECTRIC UTILITIES; ENVIRONMENTAL EFFECTS;
ENVIRONMENTAL IMPACTS; FOSSIL-FUEL POWER PLANTS;
GREENHOUSE EFFECT; POWER GENERATION; REGIONAL ANALYSIS;
RENEWABLE ENERGY SOURCES; SOCIO-ECONOMIC FACTORS; WIND
POWER

Available on request from:

Risø Library, Risø National Laboratory
(Risø Bibliotek, Forskningscenter Risø)
P.O. Box 49, DK-4000 Roskilde, Denmark
Phone (+45) 46 77 46 77, ext. 4004/4005
Telex 43 116 • Telefax (+45) 46 75 56 27

RISØ

Risø-R-770(DA)
ISBN 87-550-2011-9
ISSN 0106-2840

Rekvireres fra
Risø Bibliotek
Forskningscenter Risø
Postboks 49, 4000 Roskilde
Telefon 46 77 46 77, lokal 4004/4005
Telex 43116, Telefax 46 75 56 27

